


Estudio de la capacidad de retención de fósforo de suelos representativos de la región Pampa Ondulada (Buenos Aires), frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino

Autora: Ileana Cecilia Ciapparelli 

Tesis doctoral UDC / Año 2021

Directores: Ana R. García 

Marcos Lado Liñares 

Programa Oficial de Doctorado en Investigación Agraria y Forestal



UNIVERSIDADE DA CORUÑA



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Programa Oficial de Doctorado en Investigación Agraria y Forestal

Tesis Doctoral

Estudio de la capacidad de retención de fósforo de suelos representativos de la región Pampa Ondulada (Buenos Aires), frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino

Ileana Cecilia Ciapparelli

Abril 2021



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Dña. Ana Rosa García, Profesora Adjunta de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA), Argentina y **Dn. Marcos LADO LIÑARES**, Profesor Titular del Área de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de A Coruña (UDC)

CERTIFICAN

Que la presente memoria titulada “**Estudio de la capacidad de retención de fósforo de suelos representativos de la región Pampa Ondulada (Buenos Aires) frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino**”, que para optar al grado de Doctora por la Universidad de A Coruña presenta **Dña. Ileana Cecilia Ciapparelli**, ha sido realizada bajo nuestra dirección y supervisión dentro del Programa Oficial de Doctorado en Investigación Agraria y Forestal.

Considerando que constituye trabajo de Tesis Doctoral, autorizamos su presentación.

Y para que así conste, firmamos el presente certificado en A Coruña, a 19 de abril de 2021.



Fdo.: Ana Rosa García



Fdo.: Marcos Lado Liñares

Dedicatoria

Al Autor y Consumador de esta obra.

Mi Dios Todopoderoso.

A Jesús, mi Salvador.

*“Porque de él, y por él, y para él,
son todas las cosas.*

A él sea la gloria por los siglos.

Amén.”

(Romanos 11:36, RVR 1960)

Agradecimientos

A mi Dios. Sólo él sabe cuánto costó.

A mis padres, Néstor y Rosita, que hasta hoy no dejaron de acompañarme y sostenerme para lograr todos y cada uno de mis sueños. A mi familia toda por sostenerme en oración; a la Iglesia.

A Ana. Es la tercer tesis que me dirige. No hay palabras para describir su paciencia, sabiduría y experiencia; valoro el cariño con el que me acompañó hasta el final.

A Alicia, por brindarme las posibilidades necesarias para poder llegar a concretar esta meta, jamás imaginada cuando empecé a estudiar Agronomía.

A toda la Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, docentes, no docentes, ayudantes, tesisas, por ayudarme y acompañarme en el camino, así como también a la Facultad de Agronomía de la UBA (Argentina) por permitir mi formación académica a lo largo de los años.

A Antonio, por la paciencia que me tuvo, esperando cada entrega, y por la orientación constante a lo largo del trayecto. El allanó parte del camino para poder lograrlo. A la Universidad de La Coruña (España) por brindarme esta posibilidad de formación académica a distancia. A Marcos, mi Director. A cada integrante del jurado evaluador.

A Amalia, a los investigadores del CETMIC (César y Joaquín) y el Lic. Cozzi del SEGEMAR que me ayudaron con las determinaciones mineralógicas.

A todos los que me acompañaron y sostuvieron para alcanzar este logro.

Gracias!

Resumen

La producción intensiva de ganado bovino genera grandes volúmenes de residuos, que cuando son dispuestos directamente sobre el suelo, pueden producir la movilización de nutrientes, como los fosfatos (P), hacia recursos hídricos, generando potenciales efectos de eutroficación. Una de las alternativas para evitar que el P ingrese, se acumule, se movilice y alcance recursos hídricos es depositar los residuos en áreas preparadas para dicho fin. No obstante, Argentina aún no cuenta con reglamentaciones específicas que indiquen las propiedades que deben cumplir los suelos para poder ser utilizados como piso en la disposición de estiércol (sólido o líquido). Así, resulta necesario obtener datos regionales que evidencien la vulnerabilidad de los suelos ante la movilidad del nutriente. El objetivo del trabajo fue estudiar la capacidad de retención de P de suelos con horizonte argílico representativos de la Pampa Ondulada, frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino, y su relación con las variables edáficas y climáticas propias de la región. Por un lado, se analizó un suelo en un establecimiento de engorde a corral, afectado por distintas zonas: zona de disposición de estiércol sólido, de almacenamiento de estiércol líquido, zona Control (sin estiércol). En cada uno de estos sitios se tomaron muestras en profundidad, para caracterizar la dinámica y la masa de P acumulada, las propiedades edáficas relacionadas con las mismas, y el grado de saturación (GSP). Se observó la migración vertical del nutriente cuando se superó el umbral del GSP. Por el otro, se analizó el efecto de las características edáficas y climáticas en la pérdida potencial de P por flujo subsuperficial en cuatro suelos de la región mediante modelos de simulación. Los suelos mostraron así alta capacidad de retención de P en zonas de acopio de estiércol sólido, pero baja y variable capacidad ante zonas de acopio de estiércol líquido.

Resumo

A produción intensiva de gando bovino xera grandes volumes de residuos biolóxicos, que cando se eliminan directamente no solo, poden producir a mobilización de nutrientes, como os fosfatos (P), cara aos recursos hídricos, xerando potenciais efectos de eutrofización. Unha das alternativas para evitar que este nutriente entre, se acumule, se mobilice e chegue aos recursos hídricos é depositar os residuos nas zonas preparadas para este fin. Emporiso, Arxentina aínda non dispón de regulacións específicas que indiquen as propiedades que deben cumprir os solos para poder utilizarse como chan na acumulación de esterco (sólido ou líquido). Por iso, é necesario obter datos rexionais que mostren a vulnerabilidade dos solos á mobilidade deste nutriente. O obxectivo deste traballo foi estudar a capacidade de retención de fósforo dos solos cun horizonte arxílico, representativos da Pampa Ondulada, en comparación coa adición de altas cargas de esterco bovino, e a súa relación coas variables edáficas e climáticas da rexión. Por unha banda, analizouse un solo nun establecemento de engorde en curral, afectado por distintas zonas: zona de acumulación de esterco sólido, zona de almacenamento de esterco líquido, zona de control (sen esterco). En cada un destes sitios tomáronse mostras en profundidade para caracterizar a dinámica e a masa do P acumulado, as propiedades edáficas relacionadas con eles e o grao de saturación (GSP). Observouse a migración vertical do nutriente cando se superou o límite do GSP. Por outra banda, o efecto das características dos solos e do clima no potencial perda do fosfato por fluxo subterráneo en catro solos da rexión analizouse mediante modelos de simulación. Así, os solos mostraron unha alta capacidade de retención deste nutriente nas áreas de almacenamento de esterco sólido, pero baixa e variable nas áreas de almacenamento de esterco líquido.

Abstract

Intensive beef cattle production in feedlots generates large volumes of organic waste, that when deposited directly on the soil can produce nutrient mobilization, such as phosphates (P), towards water resources causing potential effects of eutrophication. One alternative to prevent the entry, accumulation and mobilization of this nutrient in the environment and to avoid it from entering water resources is to deposit organic waste in areas prepared for this purpose. However, Argentina still does not have specific regulations that dictate the required properties of the soils to be used as a floor in the storage of manure (solid or liquid). For this reason, it is necessary to obtain regional data that demonstrates the vulnerability of the soil to the mobility of this nutrient. The aim of this work was to study the P retention capacity on representative types of soil with argillic horizon of the Rolling Pampas region, when faced with the aggregate of high amounts of cattle manure, and its relationship with the edaphic and climatic variables of the region. One of these soils, affected by different areas in a feedlot: a solid manure storage area, a liquid manure storage area, and a Control area (without manure), was analyzed. In each of these areas, samples were taken in depth to characterize the dynamic and the accumulated mass amount of P, the soil variables related to them and the degree of P saturation (DPS). A vertical movement of this nutrient was observed when the DPS threshold was exceeded. To analyze the effect of soil and weather properties on the potential phosphorus movement through subsurface flow in four soils of the region, simulation models were also performed. As a result, the soils showed high P retention capacity in the solid manure storage areas, but low and variable capacity in the liquid manure storage areas.

Índice de contenidos

CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
A. Descripción de la problemática	2
B. Relevancia de la presente investigación	3
C. Hipótesis y objetivos	4
C.1. Hipótesis:	4
C.2. Objetivo general:	4
CAPÍTULO 2	7
MATERIALES Y MÉTODOS	7
A. Aspectos generales	8
A.1. Área de estudio	8
A.2. Muestreo	13
A.3. Técnicas de análisis	13
A.4. Análisis de datos	21
CAPÍTULO 3	23
DINÁMICA Y ACUMULACIÓN DE FÓSFORO EN UN SUELO AFECTADO POR DIFERENTES ZONAS DE ACOPIO DE ESTIÉRCOL	23
A. Introducción	24
B. Materiales y Métodos	27
B.1. Área de estudio	27
B.2. Descripción del establecimiento y del sistema de producción	29
B.3. Muestreo	32
B.4. Caracterización de las muestras	34
B.5. Análisis de datos	39
C. Resultados y discusión	41
C.1. Caracterización de las zonas de acopio de estiércol	41
C.2. Relación entre las variables cuantificadas de fósforo	61

C.3. Grado de saturación de fósforo	65
C.4. Estimación del desplazamiento vertical de fósforo	70
C.5. Cuantificación de la masa de fósforo acumulada	75
C.6. Índice de eficiencia relativa de retención de fósforo	77
CAPÍTULO 4	83
PÉRDIDA POTENCIAL SUBSUPERFICIAL DE FÓSFORO DESDE SUELOS REPRESENTATIVOS DE LA REGIÓN FRENTE AL AGREGADO DE ALTAS CARGAS DE ESTIÉRCOL	83
A. Introducción	84
A.1. Factores que condicionan la movilidad del fosfato dentro del suelo	84
A.2. Factores que pueden condicionar la movilidad subsuperficial del fosfato a través del suelo, hacia los recursos hídricos de la región	87
B. Materiales y Métodos	90
B.1. Área de estudio	90
B.2. Muestreo	90
B.3. Caracterización de las muestras	91
B.4. Análisis de datos	94
C. Resultados y discusión	108
C.1. Masa de fósforo que potencialmente puede perderse subsuperficialmente	108
C.2. Dinámica de la pérdida de P hacia el acuífero	115
C.3. Aspectos a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de estiércol	134
CAPÍTULO 5	137
CONCLUSIONES / CONCLUSIONS	137
Conclusiones	138
Conclusions	142
BIBLIOGRAFÍA	147
ANEXO	169

Índice de tablas

Tabla 1. Valores medios de las características químicas y físicas del suelo del T.Control.	36
Tabla 2. Clases texturales, composición de roca total, de la mineralogía de la fracción arcilla, y del contenido de Fe y Al recuperables del perfil del suelo del T.Control.	37
Tabla 3. Valores medios de los parámetros del modelo de isoterma de Langmuir.	39
Tabla 4. Valores medios de humedad gravimétrica, y de pH acompañados de su correspondiente desvío estándar en el T.Lote, y en el T.Control.	43
Tabla 5. Características físicoquímicas de la capa de lodo y del suelo subyacente en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas)	54
Tabla 6. Contenido de P H ₂ O, de P Bray y de P total de la capa de lodo y del suelo subyacente en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas)	56
Tabla 7. Funciones matemáticas que estiman el contenido de P para las distintas zonas.	62
Tabla 8. Características del agua freática del establecimiento y valores de referencia local.	74
Tabla 9. Eficiencia relativa de retención de P (ERRP) de los horizontes del T.Lote	78
Tabla 10. Eficiencia relativa de retención de P (ERRP) de los estratos del T.Lagunas	80
Tabla 11. Valores medios de las características de tres suelos representativos de la región	91
Tabla 12. Clases texturales, composición de roca total y de la mineralogía de la fracción arcilla de los tres suelos en estudio	92
Tabla 13. Valores de precipitación anual del período simulado 2013-2019. También se presenta el valor medio y el desvío estándar del período.	100
Tabla 14. Estimación de la máxima capacidad de adsorción de P de los suelos en estudio.	109
Tabla 15. Medidas resumen (media y desvío estándar -DE-) de la estimación de concentración de P Bray para tres suelos, simulando zonas de acopio de estiércol líquido (ZAEL) y sólido (ZAES).	111

Tabla 16. Masa estimada de P Bray en los tratamientos con ZAES en suelos de la región	112
Tabla 17. Masa estimada de P Bray en los tratamientos con ZAEL en suelos de la región	114
Tabla 18. Pérdidas relativas de P Bray (intervalos de porcentajes relativos al valor configurado) de las figuras 17 y 18 para los años de menores (2013), medianas (2016) y mayores (2014) precipitaciones, en dos condiciones de nivel freático (alto y bajo), para cada suelo en la zona de acopio de estiércol líquido (ZAEL)	119
Tabla 19. Pérdida de P Bray (%) a partir de suelos representativos de la región afectados potencialmente por ZAES, teniendo en cuenta la recarga y la tasa de infiltración	131
Tabla 20. Pérdida de P Bray (%) a partir de suelos representativos de la región afectados potencialmente por ZAEL, teniendo en cuenta la recarga y la tasa de infiltración	132

Índice de figuras

Figura 1. Región Pampa Ondulada en la Provincia de Buenos Aires; y detalle ampliado en las tres localidades: San Andrés de Giles, Marcos Paz, y Navarro.	8
Figura 2. Cuencas hidrográficas de la Provincia de Buenos Aires; y detalle ampliado donde se pueden ver los puntos de muestreo de los suelos.	11
Figura 3. Precipitaciones y evapotranspiración (ETP) mensuales medias, y temperaturas medias mensuales del período 1981-2010 para la zona en estudio.	12
Figura 4. Registro de la variación del nivel freático respecto del nivel del mar, período 2008-2020.	28
Figura 5. Esquema simplificado de las instalaciones del establecimiento	31
Figura 6. Perfil de potencial de óxido-reducción- Redox- (a) y de CE (b) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control).	45
Figura 7. Perfil del porcentaje de carbono orgánico- CO- (a) y de N _{Kt} (b) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control).	46
Figura 8. Perfil de P H ₂ O (a), de P Bray (b) y de P total (c) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control).	49
Figura 9. Grado de saturación de fósforo (GSP) en los tratamientos control-T.Control (a), lote de disposición-T.Lote (b) y en el suelo por debajo de las lagunas-T.Lagunas (c).	66
Figura 10. Relación entre logaritmo natural del GSP (%) y la concentración de P H ₂ O.	68
Figura 11. Ajuste de funciones matemáticas a las concentraciones cuantificadas de P H ₂ O (a), P Bray (b) y P total (c), en la zona de acopio de estiércol sólido (T.Lote).	71
Figura 12. Ajuste de funciones matemáticas a las concentraciones cuantificadas de P H ₂ O (a), P Bray (b) y P total (c), en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas).	72
Figura 13. Masa de P acumulada (kg/ha) en el tratamiento Lote-T.Lote (a) y en el suelo por debajo de las lagunas-T.Lagunas (b).	75
Figura 14. Distribución porcentual de la masa neta de P acumulada en el perfil del T.Lote.	77
Figura 15. Imagen de la geometría del área.	115
Figura 16. Simulación de flujo hídrico en estado transitorio.	116

Figura 17. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (ZAEL y ZAES). Situación de nivel freático alto.	120
Figura 18. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (ZAEL y ZAES). Situación de nivel freático bajo.	124
Figura 19. Escala de concentración de P.	128

Lista de abreviaturas

α_L : dispersividad longitudinal
 α_T : dispersividad transversal
Alm: Almacenaje
CA: capacidad de almacenamiento
Cap.: capítulo
CE: conductividad eléctrica
CH: conductividad hidráulica
CIC: capacidad de intercambio catiónico
CO: carbono orgánico
CV: coeficiente de variación
D.Ap.: densidad aparente
DE: desvío estándar
Ec.: ecuación
EEC: establecimiento de engorde a corral
ERRP: eficiencia relativa de retención de fósforo
ETP: evapotranspiración potencial
ETR: evapotranspiración real
Fc.: función
Fig.: Figura
GSP: grado de saturación de fósforo
H: horizonte
HA: horizonte A
HBt: horizonte Bt
Ia: abstracción inicial
Inf: volumen de agua de infiltración
 k_L : constante de Langmuir
NC: Número de curva
P: fósforo
Pp: precipitación
Prof.: profundidad
Qe: volumen de escorrentía
 Q_{max} : máxima capacidad de adsorción de fósforo
R: Recarga
S: máxima retención potencial
Sup.: superficie
ZAEL: zona de acopio de estiércol líquido
ZAES: zona de acopio de estiércol sólido

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

A. Descripción de la problemática

La producción intensiva de ganado bovino (feedlot) genera grandes volúmenes de residuos biológicos sólidos y líquidos. Estos se caracterizan por presentar altas concentraciones de nutrientes (N, P), sales minerales, materia orgánica, patógenos, hormonas, antibióticos, y metales pesados, por lo que pueden impactar negativamente el ambiente en el que se encuentran (USEPA, 2000; ASABE, 2003; Ciapparelli y García, 2014; García et al., 2020) y en la salud humana (Hooiveld et al., 2016).

La última información provista por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) en relación a los establecimientos de engorde a corral (EEC) o feedlots, informa que a junio del 2013 la distribución de éstos a nivel nacional es notablemente desigual; concentrando la región pampeana el 87,3% de los EEC, mientras el 12,7% restante se reparte entre las demás regiones (SENASA, 2013). Dentro de la región pampeana, Buenos Aires es la provincia que posee la mayor aglomeración de EEC (el 37% del total) de acuerdo a las estadísticas mencionadas. A su vez, en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), área periurbana lindera a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, los EEC se caracterizan por presentar más de 1000 cabezas de carga instantánea, definidos según criterios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2010) como grandes producciones. Así, el aumento y la concentración de los EEC en la región Pampa Ondula, con precipitaciones que superan los 1000 mm.año⁻¹ y una gran red hidrográfica definida, podría plantear severos problemas de contaminación sobre los recursos hídricos, si estas prácticas no son bien manejadas (García et al., 2013; 2020).

Los grandes volúmenes de efluentes y estiércol sólido generados necesitan ser tratados y dispuestos adecuadamente para evitar externalidades. Considerando que son residuos con alto valor nutricional para los cultivos extensivos, una de las alternativas para la disposición final de los mismos es aplicarlo como abono o enmienda. Por consiguiente, el manejo de este residuo en forma líquida o sólida, desde su origen (corrales de engorde) hasta su disposición final (como abono de cultivos), debe seguir un plan de gestión de nutrientes para evitar la movilización de estos últimos (especialmente, nitrógeno y fósforo) hacia cursos superficiales o subsuperficiales de agua y evitar potenciales efectos de eutroficación (García et al., 2015; Ciapparelli et al., 2016).

B. Relevancia de la presente investigación

Una encuesta realizada a productores de establecimientos de engorde a corral habilitados en la Región Metropolitana de Buenos Aires, indicó que el 85% utiliza el estiércol generado como abono de cultivos extensivos sin un plan de manejo de nutrientes, mientras que el 15% restante lo deja indefinidamente en pilas (García et al., 2020). Por otra parte, la misma encuesta remarca que el 57% de los establecimientos descarga los efluentes de las lagunas en campos agrícolas, sin tratamiento o estabilización previa, y el 43% restante, deja que dichos efluentes se evaporen, provocando desbordes de las mismas en épocas de abundantes precipitaciones. La ausencia de normativas que induzcan a la realización de un plan integral de manejo de estos residuos de manera sostenida da como resultado una inadecuada disposición final de los mismos, y conlleva a un enriquecimiento de nutrientes y sales en el suelo, entre otros aspectos.

Uno de los nutrientes que más se acumula en el perfil edáfico, por ser aportado en elevadas concentraciones y por ser poco móvil, es el fósforo (P). A pesar de su escasa movilidad, el desplazamiento del P proveniente de residuos ganaderos en el suelo fue ampliamente demostrado a nivel internacional (Campbell y Racz, 1975; Sharpley y Sisak, 1997; Eghball, 2003; Elrashidi et al., 2005; Borda et al., 2011; Glaesner et al., 2012). En Argentina se cuenta con escasa información al respecto (Andriulo et al., 2003; Chagas et al. 2007; García, 2009, 2015; Ciapparelli y García, 2014). Un estudio llevado a cabo en un suelo fuertemente textural de la pampa húmeda argentina mostró la movilidad vertical de P, una vez saturada la capacidad sortiva de los primeros horizontes del suelo (Ciapparelli, 2018). También se demostró la competencia entre ácidos orgánicos provenientes del estiércol y el P, contribuyendo aún más a la movilidad de este último (Sharpley et al., 1984; Chardon y Schoumans, 2002; Sekhon, 2002; Singh et al., 2006; García, 2009; Ciapparelli, 2018).

Una de las alternativas para evitar que este nutriente, ingrese, se acumule y movilice en el suelo alcanzando el agua subyacente, es depositar los residuos en áreas preparadas para dicho fin. En este sentido la impermeabilización del suelo a partir de arcillas o membranas sintéticas, resulta ser una alternativa muy usada en países con larga trayectoria en estas actividades (USEPA, 2000). En suelos con horizontes argílicos la impermeabilización podría resultar natural, como es el caso de los suelos más representativos de la Pampa Ondulada argentina. No obstante, nuestro país no cuenta aún con reglamentaciones específicas para

el funcionamiento de los EEC que indiquen las propiedades que deben cumplir los suelos para poder ser utilizados en la acumulación de estiércol o efluentes, como tampoco establecen la preparación que deben tener los mismos para aumentar su capacidad de retención o hacerlos impermeables (García et al., 2017). Por este motivo, resulta necesario obtener datos regionales que evidencien la vulnerabilidad de los suelos a la movilidad de distintos nutrientes, bajo estos sistemas de producción.

C. Hipótesis y objetivos

Dentro del contexto planteado en las secciones precedentes, en este trabajo de investigación se plantean las siguientes hipótesis y objetivos:

C.1. Hipótesis:

Elevadas concentraciones de fósforo provenientes del estiércol bovino pueden ser retenidas por suelos con horizonte argílico representativos de la región de Pampa Ondulada, aún en escenarios climáticos con precipitaciones por encima de los 1000 mm anuales.

C.2. Objetivo general:

- Estudiar la capacidad de retención de fósforo de suelos con horizonte argílico representativos de la Pampa Ondulada, frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino, y su relación con las variables edáficas y el contexto climático propios de la región.

De este modo, se plantea que los datos evidencien la magnitud con que el P, proveniente de la disposición de estiércol y efluentes sobre la superficie no impermeabilizada de suelos agrícolas, es retenido por los primeros horizontes del perfil a lo largo de los años, aún en escenarios de abundantes precipitaciones. Se espera que dicha retención contribuya a disminuir su movilidad y su aporte hacia recursos hídricos, reduciendo su impacto negativo en el proceso antrópico de la eutroficación. Para alcanzar el objetivo general, se plantean los siguientes objetivos específicos que serán desarrollados a lo largo de los distintos capítulos.

C.2.a. *Objetivos específicos:*

- i. Analizar la dinámica y la acumulación de fósforo en un suelo con horizonte argílico, afectado por distintas zonas de acopio de estiércol (lote de disposición de estiércol sólido y lagunas de almacenamiento de estiércol líquido o efluentes) en un EEC.
- ii. Estimar la pérdida potencial subsuperficial de fósforo desde suelos con horizonte argílico hacia cuerpos de agua frente al agregado de altas cargas de estiércol, y establecer algunos aspectos a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de este residuo.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

A. Aspectos generales

El estudio se centró en la región Pampa Ondulada, y contempló tres suelos de diferente clasificación taxonómica; todos ellos presentaron al menos un horizonte argílico. Para alcanzar los objetivos específicos se estudió uno de los suelos que sostiene desde hace más de 15 años un EEC, y se analizaron en conjunto los tres suelos exentos de actividades ganaderas intensivas.

A.1. Área de estudio

A.1.a. Localización geográfica

El estudio se llevó a cabo a partir de tres suelos representativos de la región Pampa Ondulada, en la provincia de Buenos Aires (Argentina), ubicados en las localidades de Marcos paz (MPa), San Andrés de Giles (SAG), y Navarro (Nav). La ubicación de las mismas se observa en la figura 1.

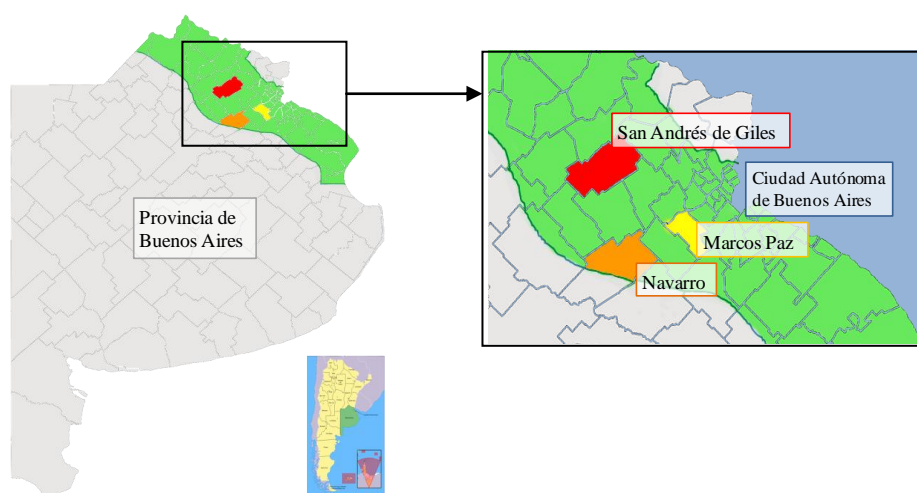


Figura 1. Región Pampa Ondulada (área verde) en la Provincia de Buenos Aires; y detalle ampliado en las tres localidades: San Andrés de Giles (rojo), Marcos Paz (amarillo), y Navarro (naranja).

Todas las muestras fueron recolectadas por el grupo de investigación de la Dra. Ana García, perteneciente a la Cátedra de Química Inorgánica y Analítica de la FAUBA (QulnyA). Asimismo, los ensayos y análisis se realizaron en el laboratorio de QulnyA, a excepción de un análisis químico (Fe y Al recuperable) y los análisis mineralógicos, que fueron realizados por

el Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR, Ciudad de Buenos Aires) y por el Centro de Tecnología de Recursos Minerales y Cerámica (CETMIC, La Plata, Buenos Aires).

A.1.b. Aspectos geomorfológicos de la región

La Pampa Ondulada es una franja que se caracteriza por ser una planicie suavemente ondulada, que limita al noreste con los ríos Paraná y de la Plata, y con el río Salado al sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Morrás y Moretti, 2016).

La zona en estudio pertenece a la subregión Pampa Ondulada Alta, que limita hacia el sur con el río Matanza (Cappannini y Domínguez, 1961), y hacia el norte con la latitud del río Carcarañá, en la provincia de Santa Fé (Scoppa y Vargas Gil, 1969). La morfología ondulada predominante se caracteriza por pendientes suaves de hasta 2%, en excepciones de 4-5%, asociada a una red hidrográfica dendrítica bien definida (Morrás y Moretti, 2016). La asociación de estas pendientes con la longitud de las mismas (700-1500 m) determinan que el sector sea susceptible a la erosión hídrica (Moscatelli, 1991). Según Scoppa y Vargas Gil (1969), en esta subregión el nivel freático se puede encontrar cerca de la superficie en cotas menores, y las formas más comunes son las lomas.

A.1.c. Caracterización hidrogeológica e hidrológica de la región

La región en estudio se ubica dentro de la subregión hidrogeológica Río Paraná, que comprende el área que se extiende entre la Cuenca del Río Salado al sur y sudoeste, el Río Paraná al este, aproximadamente el paralelo 62°30' al oeste, y el meridiano 33°30' o los bajos submeridionales hacia el norte (Santa Cruz y Silva Busso, 1999). De las unidades estratigráficas que componen la región, las más relevantes son las superficiales: los Sedimentos Pampeanos y la Formación Puelches, en orden hacia una mayor antigüedad y profundidad. La relevancia de estas unidades radica en que sus acuíferos principales son un sistema hídrico que se destaca por su continuidad hidráulica, interactuando con los cursos superficiales (ACUMAR, 2017). La mayoría de estos acuíferos principales son semiconfinados, pero dentro de los Sedimentos Pampeanos principalmente en la cuenca alta y media, y dentro de los Sedimentos Pospampeanos (estos últimos son más recientes) en las zonas topográficas más bajas de la región, se encuentra la capa freática que es un manto libre (ACUMAR, 2017).

La profundidad a la que se encuentra el techo del acuífero Puelches dentro de la región Pampa Ondulada Alta es entre 30 y 90 metros según el sitio, con una variación de su espesor entre 20 y 40 metros (Auge et al., 2002). Sin embargo, la profundidad del nivel freático es variable en función del clima, de la época del año, del efecto antrópico, de la topografía, de la hidrología superficial (Santa Cruz y Silva Busso, 2002), oscilando entre la superficie y los 12 m aproximadamente (Morrás, 2010). El nivel freático aflora en algunos sectores o se encuentra a poca profundidad (dentro de los primeros 50 cm por debajo de la superficie) como en las planicies que rodean a los cursos hídricos de la región (Morrás, 2010), ejerciendo su influencia como acuífero libre dentro de los primeros 15-20 m del perfil estratigráfico (ACUMAR, 2017).

Este sistema hídrico se recarga mediante las precipitaciones, particularmente en los interfluvios, y se descarga principalmente en los cursos hídricos superficiales (Santa Cruz y Silva Busso, 1999). Dentro de este sistema, el manto freático desempeña un rol esencial, interactuando con los cuerpos superficiales de agua, variando su espesor directamente con las precipitaciones, transfiriendo agua hacia el acuífero Puelches que lo subyace mediante un acuitardo, y recargándose a partir de él cuando éste último alcanza una mayor carga hidráulica, en zonas bajas del terreno y/o cerca de cursos de agua superficiales (ACUMAR, 2017).

La descarga regional de este sistema hídrico se dirige hacia el NE de Buenos Aires, en forma directa hacia los sistemas fluviales Paraná-de la Plata, y en forma indirecta a través del aporte que realiza al caudal básico de los principales ríos y arroyos zonales (Auge et al., 2002; Kruse y Zimmermann, 2002).

A nivel hidrológico, en este área de llanura, donde la baja pendiente genera menor velocidad de escurrimiento superficial y mayor posibilidad de infiltración y evapotranspiración, son relevantes los procesos hidrológicos de transporte vertical, y almacenamiento superficial (Kruse y Zimmermann, 2002). Asimismo, la región en estudio se caracteriza por presentar diversos sistemas hidrológicos con drenaje superficial organizado (Kruse y Zimmermann, 2002) en un estado evolutivo de inequilibrio, que indican su riesgo de erosión hídrica (Fleite et al., 2017). Las numerosas cuencas hidrográficas que componen la región de donde se tomaron las muestras, se observan en la figura 2.

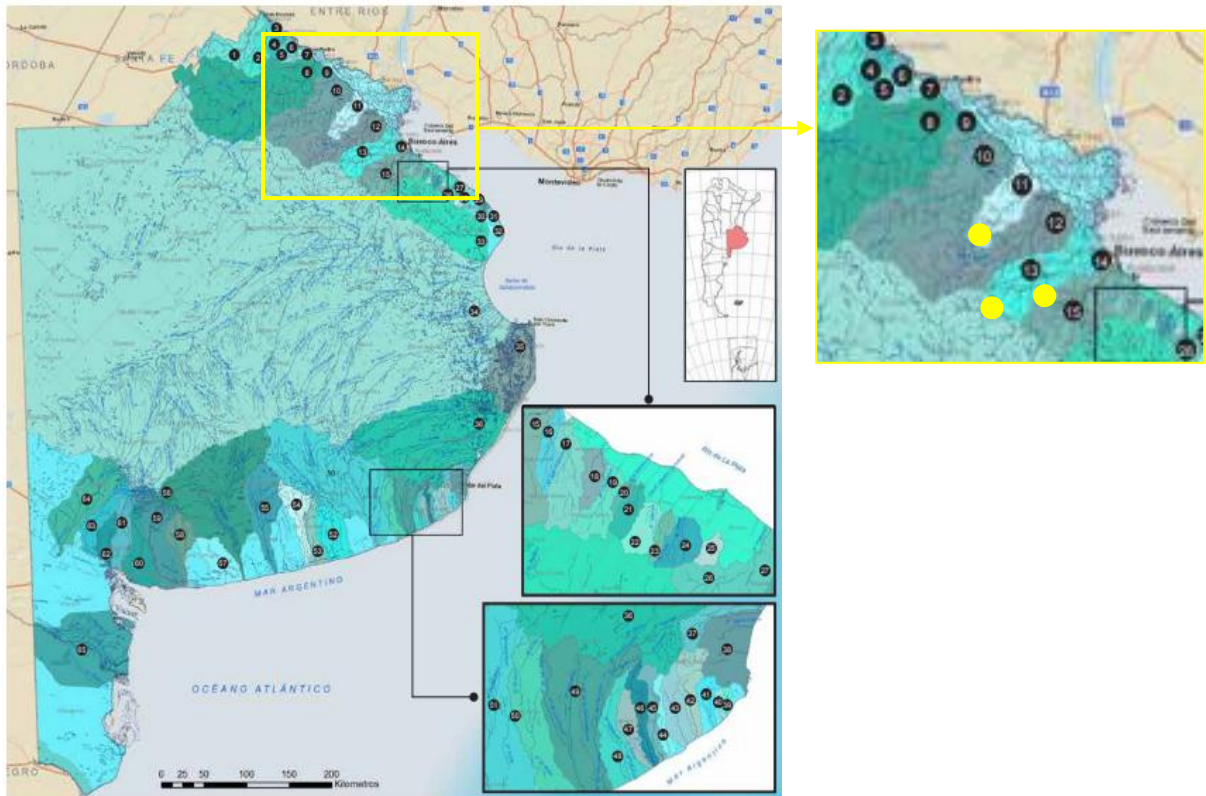


Figura 2. Cuencas hidrográficas de la Provincia de Buenos Aires; y detalle ampliado donde se pueden ver los puntos de muestreo (círculos amarillos) de los suelos. Cada uno de los círculos negros indica una cuenca hidrográfica. La imagen pertenece al ATLAS: Cuencas y regiones hídricas-ambientales de la Provincia de Buenos Aires – Etapa I (2020), elaborado por el Ministerio de Infraestructura y Servicios Públicos del Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

A.1.d. *Caracterización climática*

El clima dominante en la región, según la clasificación de Thornthwaite et al. (1949), es húmedo mesotermal con pequeña deficiencia de agua y baja concentración térmica estival. Considerando los grupos climáticos propuestos por Aliaga (2018), a partir del análisis de los datos locales, el régimen pluviométrico de la región Pampa Ondulada Alta se caracteriza por ser moderadamente lluvioso, y el clima templado muy húmedo.

Los datos meteorológicos fueron provistos por la estación más cercana a los puntos de muestreo, la Estación Meteorológica Ezeiza AERO (Lat. $-34^{\circ}49'$ Long. $-58^{\circ}32'$) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2020), para el período 1981-2010. Los datos indicaron una

temperatura media anual de 16,7°C, con valores máximos y mínimos medios anuales entre 11,2 y 22,5°C. La precipitación anual media fue de 1020 mm, con valores anuales máximos y mínimos de 1560 y 570 mm, respectivamente. El régimen de precipitaciones es isohigro, y se observó una tendencia a una mayor concentración pluvial desde octubre hasta marzo en la serie histórica, como se aprecia en la figura 3. No obstante, dichas precipitaciones no superan a la evapotranspiración potencial mensual desde noviembre hasta febrero, que son los meses con mayor demanda atmosférica (Fig. 3).

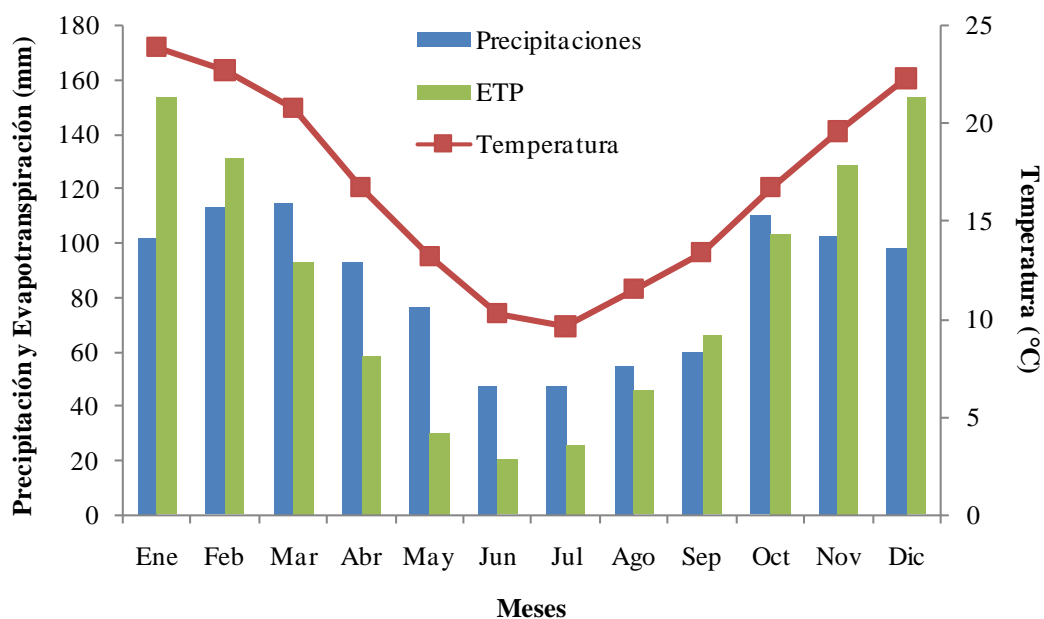


Figura 3. Precipitaciones y evapotranspiración (ETP) mensuales medias, y temperaturas medias mensuales del período 1981-2010 para la zona en estudio.

A.1.e. Características de los suelos de la región

Los materiales originarios superficiales que conforman el área son los sedimentos loésicos Pampeanos y Pospampeanos de origen fundamentalmente eólico (Morrás, 2010).

La zona tiene una gran capacidad de productividad agrícola, ya que los suelos poseen elevada fertilidad natural, y está bajo un régimen de temperaturas templadas y bajo condiciones de humedad constante la mayor parte del año (Pereyra, 2003)

Los suelos zonales de la Pampa Ondulada se encuentran en lomas y pendientes, y son Molisoles, caracterizados por tener un horizonte superficial oscuro rico en materia orgánica y elevada saturación de bases (Morrás, 2010; Pereyra, 2003). Los molisoles representativos de la Pampa Ondulada Alta son los Argiudoles típicos, mientras que los Argiudoles vérticos son dominantes en los márgenes del eje fluvial Paraná-de la Plata (Morrás y Moretti, 2016). Ambos poseen horizontes subsuperficiales Bt fuertemente arcillosos de baja permeabilidad (Pereyra, 2003), pero se diferencian en el contenido y distribución de esa arcilla iluvial, y en la distribución de la tosca en profundidad (Morrás, 2010).

Los Argiudoles típicos en la región en estudio dominan las suaves pendientes hacia los arroyos, mientras que los vérticos, las lomas (Morrás, 2010). Los típicos son perfiles profundos, bien drenados y bien desarrollados, con horizontes A, B y C bien definidos. (Moscatelli, 1991). Debido a que la deposición eólica de sedimentos loésicos se produjo de suroeste a noreste, es que las partículas más gruesas se hallan hacia el oeste y las más finas hacia el este. Es por esto que hacia el noreste de la Pampa Ondulada Alta se hallan los Argiudoles vérticos.

Otros suelos que pueden hallarse en esta subregión, tanto en cañadas como en áreas de influencia de redes de drenaje definidas y en algunas cubetas, donde el drenaje es deficiente, son los suelos lavados, algo hidromórficos, como los Argialboles típicos, y los suelos sódicos, como los Natracuoles típicos y los Natracualfes (Moscatelli, 1991; Pereyra, 2003; Cabral et al., 2010).

A.2. Muestreo

La descripción de la selección de los sitios, el diseño de muestreo y la forma de extracción de las muestras se detalla en cada capítulo.

A.3. Técnicas de análisis

A.3.a. Mediciones en el laboratorio:

- *Humedad:* Método gravimétrico (Klute y Dirksen, 1986). Se pesaron 5 g de muestra húmeda en una cápsula de porcelana, y se introdujeron en estufa a 105° C durante 24

hs, hasta peso constante. La diferencia de peso en porcentaje expresa la humedad a 105° C.

- *Densidad aparente*: Método de cilindro de volumen conocido (Dewis y Freitas, 1970). Después de recoger las muestras de suelo con cilindros de PVC, se estableció la relación entre la cantidad de masa seca por unidad de volumen de la muestra sin alterar (volumen del cilindro), obteniendo así la densidad aparente, que se expresa en $Tn.m^{-3}$ o $g.cm^{-3}$.
- *pH en agua*: Método potenciométrico (Dewis y Freitas, 1970): relación 1:2,5. Se pesaron 10 g de muestra seca, previamente molida y tamizada, y se le añadieron 25 ml de agua destilada (relación 1:2,5). Se agitó y se dejó reposar 30 min. La suspensión fue inmediatamente agitada antes de entrar en contacto con el electrodo, pero no durante la medición. Se introdujo el electrodo en el líquido sobrenadante, evitando la formación de burbujas. La medición se realizó mediante el equipo multiparamétrico Orion 5 Star Benchtop Multi w/ISE mtr, con un electrodo Hao Shi modelo H-101.
- *Conductividad eléctrica (CE)*: Método conductimétrico en pasta de saturación (Richards, 1954). Se preparó una pasta de saturación, agitando durante la adición de agua destilada hasta alcanzar el punto final deseado. Se dejó reposar 30 min y se midió a través de un equipo multiparamétrico Orion 5 Star Benchtop Multi w/ISE mtr, con un electrodo Thermo Scientific Orion 927005MD. Se expresa en $\mu S.cm^{-1}$.
- *Carbono orgánico (CO)*:

De acuerdo a la muestra y su contenido de materia orgánica, se utilizaron distintas técnicas. Para muestras con alto contenido, se utilizó el método LOI, y para muestras con bajo contenido, el método WB, como por ejemplo, para las muestras del suelo Control.
 - Método de pérdida por ignición (LOI, por sus siglas en inglés) (Schulte y Hopkins, 1996). Después de someter a secado la muestra a peso constante (secado a 105°C durante 24 hs), la materia orgánica experimenta una combustión a 500-550°C, provocando la formación de CO₂ y ceniza. El LOI se calcula entonces como:

$$LOI_{550} = \frac{(PM_{105} - PM_{550})}{PM_{105}} * 100$$

donde: LOI550 representa el LOI a 550°C (en porcentaje), PM105 representa el peso seco de la muestra antes de la combustión, y el PM550 el peso seco de la muestra después de la combustión a 550°C (ambos en g). La pérdida de peso debe ser proporcional a la cantidad de materia orgánica presente en la muestra. Para obtener el valor de CO a partir del LOI, se utilizó el factor de conversión que asume que el 58% de la materia orgánica está compuesta por C (Tabatabai, 1996 citado por Eyherabide et al., 2014). Este método se utilizó en muestras con elevado contenido de materia orgánica.

- Método de oxidación (WB) (Walkley & Black, 1934). A 0,2 g de muestra se le agregan 2,5 ml de $K_2Cr_2O_7$ y 5 ml de H_2SO_4 concentrado. El exceso de $K_2Cr_2O_7$ se titula con sal de Mohr 0,05 N, usando indicador ortofenantrolina. Se utilizó un factor de conversión para obtener el valor de CO a partir del carbono fácilmente oxidable determinado con WB.
- *Nitrógeno total (N_T)*: Método macro-Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). La muestra fue digerida en presencia de ácido sulfúrico concentrado, sulfato de potasio, selenio y sulfato cúprico, hasta desprendimiento de humos blancos y alcanzar una solución transparente de color verdosa/azulada. El residuo fue enfriado, diluido y llevado a condiciones alcalinas para la determinación del amonio. El amonio destilado se recogió en ácido bórico y se cuantificó volumétricamente, a través de una titulación con HCl de normalidad conocida. Este parámetro incluye principalmente las formas orgánicas de nitrógeno y el nitrógeno como amonio.
- *Nitrógeno como nitrato (N-NO₃⁻)*: Extracción (Keeney y Nelson, 1982), reducción y método colorimétrico. La muestra fue extractada con KCl 2 M y se redujo a nitrito con sulfato de hidracina al 0,2%. Para la colorimetría se empleó el método de diazotación-copulación, que consiste en una diazotación de la sulfanilamida en medio ácido y su copulación con la α N-1-naftil etilendiamina, lo que da lugar a un complejo color púrpura que se determina colorimétricamente a 540 nm (espectrómetro de absorción UV-Visible).
- *Fósforo total (P total)*: Mineralización húmeda (Bargiela et al., 1997), y método colorimétrico (Murphy y Riley, 1962). Se realizó la digestión de 1 g de muestra secada al aire con una secuencia de ácidos concentrados: 10 ml HNO_3 , 5 ml H_2SO_4 y 2 ml

HClO₄, y posteriormente se determinó colorimétricamente a 680 nm, con el método de azul de molibdeno. El mismo utiliza tartrato de antimonio y potasio, molibdato de amonio, ácido sulfúrico 5 N, y ácido ascórbico como agente reductor (espectrómetro de absorción UV-Visible).

- *Fósforo lábil (P Bray)*: Extracción (Bray y Kurtz, 1945) y método colorimétrico. La extracción se realizó con una solución de NH₄F 0,03 N y HCl 0,025 N (Bray y Kurtz N°1). La relación suelo-extractante fue de 1:7, se agitó por 1 min y se filtró. Posteriormente se determinó colorimétricamente a 680 nm, con el método de azul de molibdeno (ver Fósforo total).
- *Fósforo extractable en agua (P H₂O)*: Extracción (Self-Davis et al., 2000) y método colorimétrico. La relación suelo-agua fue de 1:10, se agitó por 5 min, y se centrifugó por 15 min a 8000 rpm. Posteriormente se determinó colorimétricamente a 680 nm, con el método de azul de molibdeno (ver Fósforo Total). No fue filtrado con diámetro de poro de 0,45 µm debido a que a partir de los horizontes arcillosos hacia la profundidad, el contenido de geles de óxidos de hierro dificultaba el filtrado simple.
- *Capacidad de intercambio de cationes (CIC)*: Método para suelos ácidos con acetato de amonio 1 N pH=7 (Rhoades, 1982). Para el intercambio catiónico se utilizó acetato de amonio 1 N pH=7, siguiendo el mismo procedimiento que para cationes de cambio. Luego la muestra de suelo se lavó con etanol al 70% tres veces. Posteriormente se realizó un intercambio con 50 ml de NaCl al 10%, y el amonio así extraído se determinó colorimétricamente a 630 nm mediante el método de azul de indofenol, con el kit de uremia (espectrómetro de absorción UV-Visible).
- *Cationes de cambio*: Método de extracción con acetato de amonio 1 N pH=7 (Grant, 1982). Para este intercambio catiónico se utilizó CH₃COONH₄ 1 N a pH neutro. A 2 g de suelo seco y tamizado se le agregaron alícuotas de un total de 50 ml de la solución extractante, a medida que se agitaba y filtraba al vacío el sobrenadante. Los cationes Ca²⁺ y Mg²⁺ se determinaron en la solución extractada por espectrometría de absorción atómica (Perkin Elmer AAnalyst 200), mientras que K⁺ y Na⁺ por fotometría de llama (Zeltec - ZF240). Los valores permiten cuantificar: la saturación de bases (%), a partir de la sumatoria de los cationes y la CIC; el porcentaje de sodio intercambiable

(PSI %), a partir del contenido de sodio y la CIC; y la relación de adsorción de sodio (RAS), a partir de las concentraciones de sodio, calcio y magnesio.

- *Potencial redox*: Método potenciométrico (Dewis y Freitas, 1970). A la muestra de suelo recién llegada al laboratorio, con el contenido de humedad intacto, se le midió el potencial en mV con un electrodo (ORION 94-96-17B).
- *Carbonato de calcio equivalente* (CaCO_3 Eq): Digestión húmeda y titulación (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007): A 1 g de suelo seco previamente molido y tamizado, se le agregó 20 ml de HCl 0,5 N. Se lo dejó reaccionar en plancha calefactora durante 30 min, luego se filtró y tituló con NaOH 0,3 N el sobrenadante.
- *Textura*: Método hidrométrico de Bouyoucos (Dewis y Freitas, 1970). A 40 g de suelo seco a 105°C, se le agregaron 100 ml de agua destilada y 20 ml de solución dispersante (hexametáfosfato de sodio al 5%). Se lo agitó intensamente, y se lo trasvasó con cuidado a una probeta de 1 litro, enrasando con agua destilada. Se agitó mecánicamente unas 10 veces con un émbolo y se cronometró el tiempo de sedimentación. En general, a los 40 seg se produce la sedimentación de arena y a las 2 hs, la de limo, quedando en suspensión la arcilla. Se determinó la densidad de la solución a diferentes tiempos, con un hidrómetro calibrado. En cada medición se registró además la temperatura, para corregir los cálculos. Los datos obtenidos por este método fueron ajustados a los datos bibliográficos de cada suelo, de acuerdo al contenido de carbono orgánico.
- *Análisis mineralógico por difracción de rayos X de la fracción arcillas*:

Estos análisis fueron realizados por dos institutos diferentes, en dos momentos diferentes. Por un lado, se analizó el suelo de Marcos Paz en profundidad, en forma cualitativa, por el Instituto SEGEMAR. Por el otro, se analizaron los tres suelos en estudio, sólo en dos horizontes, en forma semicuantitativa, por el Instituto CETMIC. Se detalla la metodología empleada por cada uno de ellos.

 - *Análisis cualitativo del suelo de Marcos Paz*. Las determinaciones fueron realizadas por el SEGEMAR (Servicio Geológico Minero Argentino).

A las muestras de suelo, previamente tratadas con peróxido de hidrógeno al 30% para eliminarles el contenido de materia orgánica, se las preparó de la siguiente manera:

Para el análisis de Roca Total (RT): De cada muestra se confeccionó una preparación de polvo al azar utilizando portamuestras circulares.

Para el análisis de la Fracción Arcillas (FA): Se tomó una alícuota de cada muestra y se dispersó en agua destilada obteniendo una suspensión. Luego se colocó una alícuota de la suspensión sobre 3 vidrios circulares y se dejó secar al aire. Una preparación se conservó como tal (orientado natural), otra se calcinó a 550°C durante 1 h (orientado calcinado) y la tercera se colocó en atmósfera de etilen glicol a 60°C durante 1 h y luego se dejó enfriar 12 hs dentro del recipiente (orientado etilenglicol).

Las mediciones se realizaron en un difractómetro de polvo marca Philips, mod. X'Pert MPD, con tubo de rayos X de cobre, goniómetro vertical theta/2theta, monocromador secundario curvo de grafito y detector proporcional sellado de Xe, se utilizó dispositivo para rotación de las muestras ("spinner"). Las condiciones de barrido:

Para el análisis de Roca Total (RT): La colección de datos se realizó en el intervalo de barrido 2theta comprendido entre 5 y 70° con paso/tiempo de 0,03°/2 seg, slit de divergencia y antidisipación de 1° y slit de recepción de 0,2 mm.

Para el análisis de la Fracción Arcillas (FA): La colección de datos se realizó en el intervalo de barrido 2theta comprendido entre 2 y 30° con paso/tiempo de 0,03°/2 seg, slit de divergencia y antidisipación de 1/4° y slit de recepción de 0,2 mm.

El análisis de datos obtenidos e interpretación de resultados se realizó utilizando el programa High Score Plus de PANalytical y la base de datos PDF del ICDD (1997).

- *Análisis semicuantitativo de tres suelos diferentes.* Las determinaciones fueron realizadas por el Instituto CETMIC (Centro de Tecnología de recursos Minerales y Cerámica dependiente del CONICET La Plata - CIC).

Las muestras de suelo, previamente tratadas con peróxido de hidrógeno al 30% para eliminarles el contenido de materia orgánica, fueron secadas al aire y posteriormente a 60°C. La determinación cualitativa de las fases minerales se realizó sobre roca total, utilizando un equipo Phillips-PW3710 (Ni-filtered CuK α , 35 Kv, 40 Ma, without secondary monochromator) donde la muestra fue analizada con un rango de barrido entre 3°2 θ y 70°2 θ , con un ancho de paso de 0.04° durante dos segundos, dando a una velocidad de barrido de 1°2 θ /min. La determinación de los minerales arcillosos se realizó sobre la fracción menor a 2 μ m sobre agregados orientados normales, glicolados y calcinados a 550°C utilizando un equipo Bruker D2 Phaser. Los rangos de barrido fueron: para muestras naturales (2°2 θ - 32°2 θ), glicoladas (2°2 θ - 30°2 θ) y calcinadas (3°2 θ - 15°2 θ). Para la determinación cualitativa de las fases minerales se utilizaron los programas X`Pert Higscore Plus, para roca total, y OriginPro 8, para la fracción menor a 2 μ m. En cuanto a la determinación semicuantitativa de las fases minerales se realizó sobre el diagrama de roca total utilizando el programa SiroquantTM (Taylor, 1991).

- *Óxidos amorfos de Fe y Al.* La determinación de estos compuestos fue realizada en dos momentos diferentes, con dos técnicas distintas. Por un lado, el análisis en el suelo de Marcos Paz en profundidad fue realizado por el Instituto SEGEMAR. Por el otro, el análisis en los tres suelos en conjunto se realizó en QulnyA de FAUBA.
 - *Contenido de Fe y Al Recuperable (SEGEMAR).* Se determinó por espectrometría de emisión atómica por plasma inductivo (ICP). 100 g de muestra previamente molida y tamizada se digirieron mediante norma EPA 3050 (plancha calefactora - digestión débil). Esta técnica de extracción incluye a los óxidos amorfos de Fe y Al, pero no en forma exclusiva. Según un trabajo realizado por Andra et al. (2011), se halló que entre el 4 y 22% de Fe, y entre el 4 y 9% de Al extractados bajo el método EPA 3050 correspondían a sus respectivos contenidos de óxidos amorfos.
 - *Contenido de óxidos de Fe amorfos (QulnyA):* Método de extracción con oxalato ácido de amonio (metodología adaptada de Parfitt, 1989, y Darke y Walbridge, 1994) y posterior colorimetría. Se utilizó oxalato ácido de amonio 0,2 M a pH=3, considerando una relación suelo:solución de 1:50, en tubos de centrifuga de

policarbonato de 50 ml de capacidad. Luego de un período de agitación de 4 hs en oscuridad en agitador vaivén a 60 rpm, las muestras fueron centrifugadas a 3000 rpm durante 10 minutos a 20°C. Se separó el sobrenadante y se lo mineralizó con 15 ml de ácido nítrico concentrado. El contenido de Fe^{3+} se determinó por colorimetría a 510 nm (Olson y Ellis, 1982), previa reducción con clorhidrato de hidroxilamina, mediante indicador 1,10 ortofenantrolina.

○ *En las muestras de agua:*

- *Fósforo reactivo soluble ($P-PO_4^{3-}$):* Filtrado y método colorimétrico (APHA, 1992). se filtró una alícuota de la muestra de agua con filtro de 0,45 μm e inmediatamente se determinó colorimétricamente a 680 nm, con el método de azul de molibdeno (ver colorimetría Fósforo Total).
- *Nitrato ($N-NO_3^-$):* Reducción a nitrito con sulfato de hidracina al 0,2% y método colorimétrico (APHA, 1992). Se determinó colorimétricamente a 540 nm (ver colorimetría *Nitrógeno como nitrato*).
- *Amonio ($N-NH_4^+$):* Método colorimétrico azul de indofenol (APHA, 1992). Una alícuota de la muestra se determinó colorimétricamente a 630 nm, mediante el kit de uremia.
- *pH:* Método potenciométrico. La medición se realizó mediante el equipo multiparamétrico Orion 5 Star Benchtop Multi w/ISE mtr, con un electrodo Hao Shi modelo H-101.

A.3.b. Ensayo de laboratorio

Isoterma de sorción de fósforo: para cuantificar la capacidad de adsorción de los suelos, y estimar luego el grado de saturación de P (GSP). Brevemente, se analizó la concentración de P en la solución de equilibrio (C), por colorimetría a 680 nm, y se construyeron las isotermas trazando la cantidad de fosfato sorbida (Q) en función de la concentración del fosfato del equilibrio (C).

Las isotermas fueron conducidas por una modificación de la técnica estándar propuesta por Nair et al. (1984). Se agitó 1 g de suelo con solución KNO_3 (0,03 M) que contiene fósforo en una concentración definida, en una relación suelo:solución de 1:10. Las concentraciones

de P agregadas abarcaron un rango desde 6 hasta 155 mg P.L⁻¹ como KH₂PO₄, considerando que el proceso de adsorción se da a bajas concentraciones (Lindsay, 1979; Lindsay et al., 1989).

Para mantener la fuerza iónica de la solución de equilibrio se trabajó con solución de KNO₃. El estado de equilibrio se logró al cabo de 24 hs de agitación. Posteriormente se centrifugó y filtró. En el filtrado se analizó la concentración de P en la solución de equilibrio (C), por colorimetría a 680 nm, método de azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962).

Los ensayos fueron conducidos por triplicado manteniendo el valor de pH original del suelo, a 25°C. De esta manera, se contemplaron las principales variables que condicionan la adsorción: tiempo, concentración de P, temperatura y pH del medio (Cabrera Capitán, 1975); relación suelo:solución, fuerza iónica y catión interviniente, entre otros (Nair et al., 1984). Las isothermas fueron construidas trazando la cantidad de fosfato sorbida (Q) en función de la concentración del fosfato del equilibrio (C).

A.4. Análisis de datos

A.4.a. Análisis estadístico de los datos

Los datos se analizaron utilizando estadística descriptiva e inferencial mediante el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2008). Se realizaron análisis de varianza previa comprobación de los supuestos; la comparación de medias se efectuó mediante el test de Tukey ($\alpha=0,05$). Se establecieron funciones matemáticas para relacionar las diferentes variables de P en cada uno de las zonas en estudio, a través de análisis de regresión para evaluar el ajuste de los datos observados a los predichos; las funciones elegidas fueron aquellas que presentaron el cuadrado medio del error (CME) más bajo. Se ajustaron asimismo funciones exponenciales a los datos de concentración de fosfatos en profundidad, para estimar su acumulación en los distintos estratos, y zonas bajo estudio. Para cada zona de acopio se confeccionaron gráficos de distribución de algunas variables en el perfil, y de acumulación neta de fosfatos. Para predecir los valores de Q_{max} de los suelos en estudio se realizaron PCA (análisis de componentes principales) y análisis de correlación; para luego confeccionar modelos mediante análisis de regresión lineal. El ajuste de los datos predichos

a los valores experimentales se llevó a cabo mediante funciones matemáticas lineales, señalando el coeficiente de determinación R^2 .

A.4.b. Análisis mediante modelos predictivos cuantitativos:

En esta sección sólo se describe el modelo de adsorción de P de Langmuir, utilizado para la caracterización del suelo Control. Los demás modelos utilizados en este trabajo se describen en el capítulo que corresponda.

A.4.b.1. Ajuste a modelos predictivos de adsorción de fósforo

Los datos de sorción obtenidos a través de las isothermas (sección A.3.b) fueron ajustados al modelo de Langmuir (Bohn et al., 1993; Graetz y Nair, 2000; Dąbrowski, 2001; Dada et al., 2012), dado que es el que mejor ajusta para caracterizar la adsorción de fosfatos (Dubus, 1997). El modelo es:

$$Q = \frac{k_L \cdot C \cdot Q_{max}}{1 + k_L \cdot C} \quad (\text{Ecuación-Ec.- 1})$$

Y se expresa linealmente de la siguiente forma:

$$\frac{C}{Q} = \frac{1}{k_L \cdot Q_{max}} + \frac{C}{Q_{max}} \quad (\text{Ec. 2})$$

donde: C: concentración de P en el equilibrio, después de 24 hs de incubación (en $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$); Q: cantidad de fósforo total sorbido por la fase sólida (en $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$); k_L : constante relacionada con la fuerza de enlace (en $\text{ml} \cdot \mu\text{g}^{-1}$); Q_{max} : cantidad máxima de P que puede adsorberse (en $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$).

A partir los parámetros de la isoterma, Q_{max} y k_L , se puede calcular la máxima capacidad *buffer* de fosfatos (MBC por sus siglas en inglés), como estableció Kuo (1991), cuyas unidades se expresan en $\text{ml} \cdot \text{g}^{-1}$ de P:

$$MBC = Q_{max} \cdot k_L \quad (\text{Ec. 3})$$

CAPÍTULO 3

DINÁMICA Y ACUMULACIÓN DE FÓSFORO EN UN SUELO AFECTADO POR DIFERENTES ZONAS DE ACOPIO DE ESTIÉRCOL

A. Introducción

Es conocida la importancia del fósforo (P) dentro de los agroecosistemas. Interviene en numerosos procesos metabólicos de la fauna y la flora, y sólo puede ser aportado al suelo a través de restos orgánicos, de fertilizantes fosforados y, en menor medida, de los minerales primarios. En el suelo, es un elemento que forma parte del ciclo de la materia orgánica. Se caracteriza por ser poco móvil, de baja solubilidad y encontrarse en bajas concentraciones en solución (Heredia, 2000), dado que se adsorbe fuertemente a las partículas del suelo (Havlin, 2004).

El ciclo del P dentro del agroecosistema también contempla pérdidas por lixiviación o percolación, por escurrimiento o erosión, y por extracción vegetal. La fitoextracción de P permite alcanzar rendimientos económicos - productivos, mientras que las otras vías de pérdida pueden contribuir al enriquecimiento de cursos superficiales de agua favoreciendo el proceso de eutroficación, generando efectos adversos en el sistema acuático.

La lixiviación de fósforo en el suelo puede ocurrir en situaciones donde el porcentaje de saturación es muy elevado, como cuando se fertiliza continuamente con P en concentraciones que superan las necesidades de los cultivos (Havlin, 2004). Por ello, el estudio de la capacidad de adsorción de un suelo, junto al parámetro grado de saturación de P (GSP), permite entender qué potencial tiene ese suelo para retener al nutriente y frenar así su salida del sistema. El GSP fue propuesto por (Breeuwsma et al., 1995) como índice ambiental, y se estableció que cuando el GSP supera un determinado umbral, existe riesgo de pérdida de P al ambiente (Pose et al., 2012).

Como ya se mencionó en el capítulo 1, los sistemas de engorde bovino a corral (feedlot) suelen considerarse como fuentes de contaminación puntuales (Burkholder et. al., 2007; García et al., 2015). Poseen numerosas vías de pérdida de contaminantes al ambiente, siendo el P uno de ellos. Unas de las vías de pérdida de P de estos sistemas son por escurrimiento superficial y subsuperficial y por lixiviación. Así, los lugares donde se acumula el estiércol (corrales, playas de apilado y compostaje de estiércol sólido, lagunas de almacenamiento de efluentes) son los más vulnerables a la pérdida de este nutriente. Por consiguiente, es necesario que estos espacios se acondicionen de manera tal de evitar las pérdidas por infiltración o escorrentías. De la misma manera, es importante considerar un plan de fertilización con el estiércol y los efluentes tratados cuando se los utiliza como

abono para evitar la acumulación y posterior pérdida de P desde los suelos agrícolas (Sweeten, 1990; Tucker et al., 2015).

En estos sistemas de engorde se ha propuesto que las superficies sobre las que se deposite el estiércol deben estar impermeabilizadas, para evitar los flujos verticales hacia el agua freática (USEPA, 2004; MLA, 2012). Así se ha establecido que la construcción del piso de las lagunas con geomembranas o por compactación de una capa de arcilla de al menos 30 cm de espesor, y la impermeabilización de los pisos agrícolas donde se deposite el estiércol fresco removido de la limpieza de los corrales, para su posterior tratamiento o compostaje.

Las normativas constructivas de las instalaciones de engorde a corral, establecen que los pisos sobre los que se depositen efluentes y residuos sólidos deben asegurar que la conductividad hidráulica (CH) sea lo suficientemente baja (entre 1.10^{-8} y $1.10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$) para evitar infiltraciones que perjudiquen el medio ambiente (MLA, 2012; AAFRD, 2002). Debido a que la instalación de geomembranas sintéticas es costosa, normalmente se utilizan los horizontes presentes en los suelos a los que se les efectúa una compactación. Sweeten (1990) indicó que las clases texturales más convenientes para alcanzar la CH sugerida por las normativas son: franco arcillo arenosa, franco arcillosa o arcillosa. No obstante, es difícil medir y asegurar *in situ* el cumplimiento de las condiciones hidráulicas requeridas (MLA, 2012), ya que esto dependerá del espesor del horizonte, y las características de la arcilla.

Otro aspecto que contribuye a la disminución de la CH, además del material utilizado para la construcción de los pisos de acopio de estiércol, es el sellado natural de la superficie del suelo producido por el mismo estiércol que se acumula.

Los residuos orgánicos aplicados al suelo, además de aportar elevadas concentraciones de P, también aportan sales y materia orgánica fácilmente degradable que inciden en su CH. Mientras la materia orgánica se descompone, liberando carbono orgánico disuelto al medio, altos contenidos de potasio favorecen su dispersión, su movilidad, su adsorción sobre la fase sólida y la oclusión de los poros de la matriz del suelo. A la vez, la biomasa microbiana aportada con el residuo junto a la que se encuentra presente en el suelo, interviene en la degradación de la materia orgánica y participa en la formación de biofilms, que también bloquean los poros y el flujo hídrico dentro del sistema. En este sentido, algunos autores como García et al. (2012), reportaron la formación de una interfase entre las capas

orgánicas de estiércol y el suelo subyacente en corrales de engorde bovino. La misma está caracterizada por la presencia de una matriz con abundantes polisacáridos capaces de formar geles o gomas (biofilms) que impermeabilizan la superficie del suelo (García, 2015).

Los biofilms son comunidades de microorganismos que proliferan embebidos dentro de una matriz de exopolisacáridos y se componen en su mayoría por agua, hasta un 97% del total de su composición (Lasa et al., 2005). Es por este motivo, que García (2015) reportó la contracción y expansión de una interfase estiércol-suelo en función del contenido de humedad y de las propiedades mecánicas de los polisacáridos, favoreciendo el sellado superficial e impidiendo que el flujo de contaminantes desde la superficie de los corrales alcance el suelo subyacente. También indicó que cuando la humedad se ve notablemente reducida, el biofilm se seca y se endurece, favoreciendo la formación de grietas y la percolación de la solución de estiércol en profundidad (García, 2015).

Además de la CH y los factores edáficos que la determinan, en el transporte vertical de nutrientes o contaminantes es importante considerar otros factores como: la textura, la composición química del estiércol y del suelo, la pendiente del terreno, la cercanía al agua freática y otros cuerpos y cursos de agua, las temperaturas medias, y la intensidad, frecuencia y duración de las precipitaciones, entre otros (Eghball and Power, 1994; Sweeten, 1996; USEPA, 2004; García et al., 2015; Tucker et al., 2015).

Para tratar de comprender qué factores y cómo éstos intervienen en el movimiento vertical de P, se realizó un estudio de caso en un EEC ubicado en la Región Pampa Ondulada, sobre un suelo Argialbol caracterizado por la presencia de horizontes argílicos profundos. En el mismo, se analizaron dos zonas de acopio de estiércol: un lote de disposición de estiércol sólido y el piso de lagunas de almacenamiento de estiércol líquido (efluentes), ambos sitios asentados sobre una superficie sin recubrir. En el caso de las lagunas, el piso estuvo constituido por la compactación del horizonte argílico sobre el que se asientan.

En este capítulo, se abordará el objetivo: *“Analizar la dinámica y la acumulación de fósforo en un suelo con horizonte argílico afectado por distintas zonas de acopio de estiércol (lote de disposición de estiércol sólido y lagunas de almacenamiento de estiércol líquido o efluentes) en un EEC”*, para luego, en el capítulo siguiente, evaluar el potencial impacto de estas prácticas en el medio. Para alcanzarlo, se plantearon a su vez objetivos específicos:

1. Caracterizar física y químicamente las dos zonas afectadas por el acopio de residuos sólidos y líquidos (lote de disposición y piso de lagunas), prestando atención a la distribución vertical de diferentes variables de fósforo.
2. Estimar el grado de saturación de fósforo del suelo afectado en las dos zonas de acopio y el alcance del desplazamiento vertical de este nutriente.
3. Cuantificar la masa de fósforo acumulada dentro del suelo bajo las dos zonas de acopio y evaluar la capacidad de los distintos horizontes para retener este nutriente.

Estos objetivos específicos fueron planteados para probar las siguientes hipótesis en relación a la movilidad de P proveniente del estiércol:

1. En la zona de acopio de estiércol sólido, el suelo presenta una alta capacidad de retención de P, dado por sus horizontes fuertemente texturales que le permiten inhibir su avance dentro del perfil.
2. En la zona de acopio de estiércol líquido, la presencia del biofilm como barrera natural a la infiltración puede cubrir por completo la necesidad de una capa aislante para reducir el ingreso de P hacia el suelo subyacente.

B. Materiales y Métodos

B.1. Área de estudio

B.1.a. Localización geográfica y suelo

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento de engorde a corral (EEC) ubicado en la localidad de Marcos Paz (MPa) (ver localización en el mapa en el Cap. 2, sección A.1.a). Dicho EEC se encuentra en la divisoria de aguas (31 msnm, Instituto Geográfico Militar -IGM-, 1958) de las nacientes de dos arroyos pertenecientes a las cuencas de los ríos Reconquista y Matanza-Riachuelo, respectivamente. No obstante, el establecimiento descarga el exceso de aguas principalmente hacia los canales superficiales más próximos que forman parte de la cuenca Matanza-Riachuelo, de acuerdo a la carta topográfica del IGM (1958); así, esta última resulta ser una de las cuencas afectadas por esta actividad antrópica.

Según la carta de suelos (INTA, 2009), la unidad taxonómica dominante del EEC es el Argialbol típico, y los horizontes que lo conforman son: A (0-30 cm), E (30-40 cm), 2Bt1 (40-90 cm, en adelante Bt1), 2Bt2 (90-140 cm, en adelante Bt2), 3Bc (140-180 cm, en adelante Bc), 3C (180-220 cm). El rasgo característico es la presencia de horizontes iluviales de arcilla hasta los 180 cm, que determinan un drenaje imperfecto a moderadamente bueno (Cabral et al., 2010).

B.1.b. *Caracterización climática y nivel freático*

Los datos climáticos de la zona fueron provistos en el Cap. 2, sección A.1.e, mientras que la información de la variación de la altura del agua freática se obtuvo a partir de los datos disponibles elaborados por la Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo-ACUMAR (ACUMAR, 2020); si bien el establecimiento se ubica en la divisoria de aguas de dos cuencas, solo ACUMAR dispone de un registro del relevamiento de los acuíferos subterráneos.

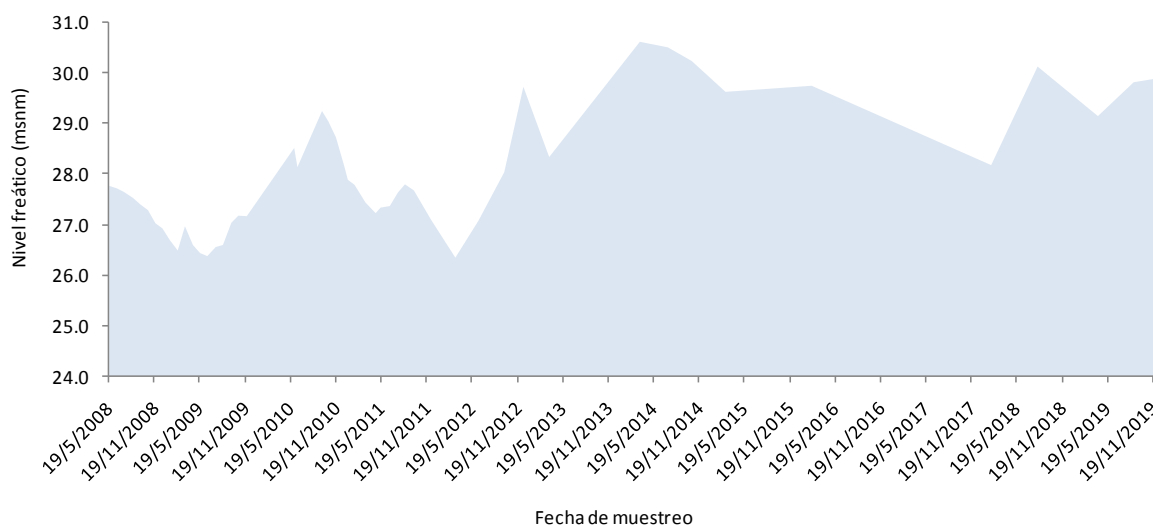


Figura 4. Registro de la variación del nivel freático respecto del nivel del mar, período 2008-2020. Detalles del pozo de muestreo: Lat. $-34^{\circ}48'25''$, Long. $-58^{\circ}56'11''$; Cota de boca de pozo 31,95 msnm; Acuífero superficial (Pampeano) (gráfico de elaboración propia a partir de los datos obtenidos de ACUMAR (2020). Estos registros no contemplan las grandes inundaciones que se producen en la zona.

Los datos de la variación del nivel freático se muestran en la figura 4 y abarcan el período 2008-2020, que si bien no coinciden completamente con el período histórico climático presentado 1981-2010, permiten conocer valores medios, máximos y mínimos del nivel freático en la zona de los últimos 12 años. Se consideró el freatómetro más cercano al establecimiento en estudio (a dos km de distancia), dentro de la misma localidad. El nivel freático se encuentra a una altura media de 28 m, con una altura mínima de 26,4 m y una máxima de 30,6 m (msnm) (desde la superficie -boca de pozo-, su profundidad media es 4 m, con un mínimo de 1,32 y una máxima de 5,6 m).

B.2. Descripción del establecimiento y del sistema de producción

B.2.a. Producción animal

La principal actividad de este establecimiento es el engorde intensivo de bovinos a corral. Desde hace alrededor de 20 años mantiene una producción continua con una capacidad de hasta 12000 animales por ciclo productivo. Cuenta con 36 corrales, destinados a tres sistemas de engorde, uno dedicado a terneros, el segundo a hacienda en fase inicial de engorde y el tercero para animales en terminación. Los animales en encierre son de raza Brangus y Bradford. Normalmente, se encierran entre 170 y 200 animales en cada corral, asignando una superficie de entre 24 y 28 m² por cabeza.

B.2.b. Diseño de las instalaciones

El piso de los corrales fue construido sobre un manto de tosquilla para evitar la lixiviación de solutos hacia el suelo natural subyacente y al agua freática. Cada corral fue levantado sobre el terreno con el fin de generar pendientes (entre 2 y 4%) que permitan el rápido escurrimiento del agua pluvial hacia las obras de captación. Los efluentes así recibidos por las zanjas que rodean el perímetro de los corrales, son transportados por acción de la gravedad hacia lagunas de almacenamiento o cavas, por un sistema de conducción de efluentes; esto se observa en la figura 5.

Las lagunas son cinco y se encuentran interconectadas entre sí. Poseen una profundidad media de al menos 1,5 metros y una superficie media de 3100 m²; fueron asentadas sobre un horizonte fuertemente textural de un suelo Argialbol, que antes de ser compactado contaba con las siguientes características: al metro, el sedimento es un limo pardo claro con

una conductividad hidráulica (CH) de infiltración de $6,6 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ (equivalente a $5,7 \text{ m.día}^{-1}$); y a los dos metros, el sedimento es una arcilla limosa con tosca, con una CH de $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ (equivalente a 12 m.día^{-1}). La CH se habrá visto aún más reducida cuando el sedimento fue compactado para que el diseño constructivo de las lagunas contribuya a atenuar la contaminación de las aguas subyacentes; al respecto, se informa que no se cuenta con la CH así lograda.

El establecimiento también dispone de parcelas destinadas al apilamiento y acopio de estiércol sólido, una vez removido de los corrales, para su degradación y compostaje.

B.2.c. Producción de estiércol (sólido y líquido)

En cuanto a la producción de estiércol sólido, considerando algunos datos provistos en la bibliografía, se estima que los animales en engorde confinado excretan (heces y orina) por día el 6% de su peso vivo, del cual, el 10% en promedio son sólidos totales (ASABE, 2003). Así, por ejemplo, para animales con un peso medio de 400 kg, la producción de estiércol sólido rondaría los 2,4 kg/cabeza/día; por lo que en un corral con 170 animales se producirían 408 kg de estiércol/corral/día; y considerando que todos los corrales del establecimiento estén operativos, 14,7 tn/día. Si bien todos los corrales no suelen estar llenos al mismo tiempo, con la misma cantidad de animales y con el mismo peso, haciendo una estimación con todos los supuestos planteados previamente se producirían 1764 tn de estiércol sólido en el establecimiento luego de un ciclo de engorde (cuatro meses), que requieren ser removidos para la limpieza de la superficie de los corrales.

Los efluentes (estiércol líquido) generados se estiman considerando las precipitaciones incidentes y la superficie total de los corrales por los que escurren las mismas. De esta manera, se producirían en los 36 corrales entre 7000 y 17000 m^3 de efluentes. mes^{-1} (con un NC97, Vázquez Pugliese y García, 2013) entre el mes menos lluvioso (47 mm) y el más lluvioso (114 mm) (Cap. 2, Figura 3) que son dirigidos hacia las lagunas.

B.2.d. Manejo de efluentes, lodo y estiércol

Los efluentes dentro de las lagunas (Área 4, Figura 5) no reciben un tratamiento adicional más allá de la sedimentación del material sólido, y la evaporación del agua en superficie.

El piso de las lagunas de almacenamiento en este sistema permanece con una cubierta de lodo durante todo el año. Dicha cubierta posee una altura promedio de 0,30 a 0,50 m, y permanece intacta por varios años antes de ser removida (MLA, 2012).

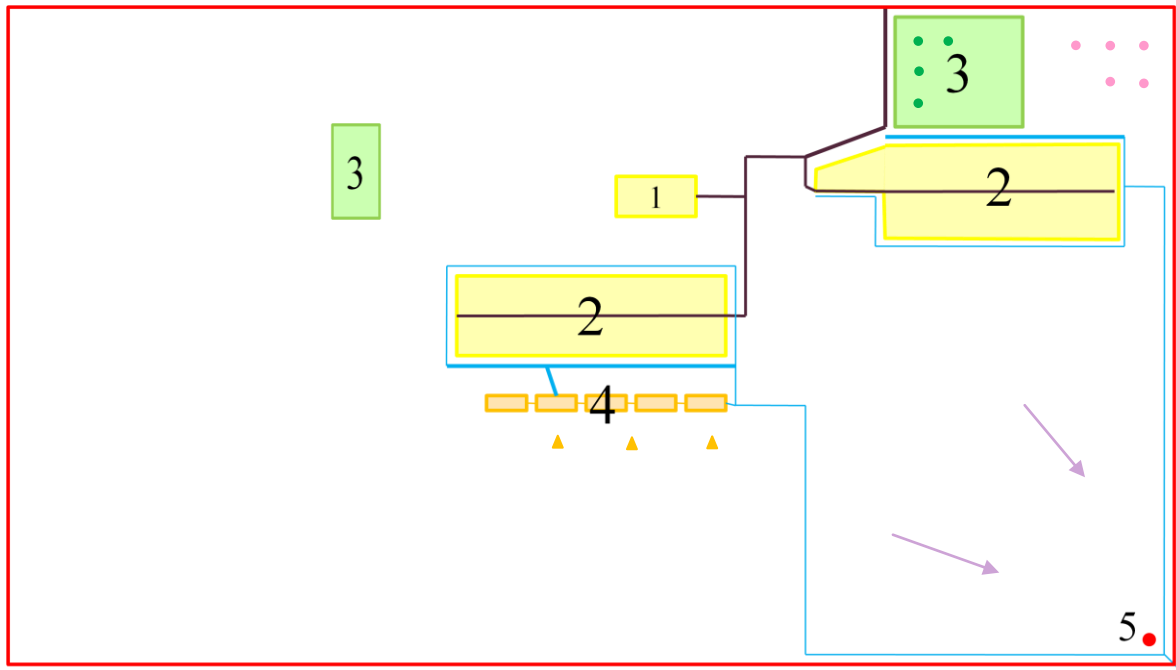


Figura 5. Esquema simplificado de las instalaciones del establecimiento (rectángulo colorado). Áreas que lo componen: 1- Corral de ingreso; 2- Sector de corrales de engorde; 3- Lotes de acopio de estiércol (puntos verdes: puntos de muestreo); 4- Sistema de lagunas de almacenamiento y sedimentación de efluentes; 5- Punto de descarga superficial de efluentes hacia fuera del establecimiento (hacia la cuenca Matanza-Riachuelo). Líneas oscuras: calles internas. Líneas celestes: sistema de conducción de efluentes por zanjas. Puntos rosas: puntos de muestreo en la zona Control. Triángulos naranjas: frentímetros cercanos a las lagunas. Flechas lilas: dirección de flujo de agua superficial dentro de la cuenca Matanza-Riachuelo.

En los corrales (Área 2, Figura 5) se acumula el estiércol que también suele ser removido cada tres o cuatro meses para evitar que las extremidades de los animales queden sumergidas en el encharcamiento generado por el propio pisoteo. Esto contribuye al bienestar animal y a reducir los impactos negativos en la productividad. El residuo sólido

removido es trasladado dentro del EEC, depositado en pilas sobre lotes agrícolas (Área 3, Figura 5) no impermeabilizados y luego de un período de estabilización (entre 1 y 5 años) se lo esparce allí mismo (luego se realizan algunas pasturas); es decir, que el mismo lote que se utiliza para acumular y estabilizar el residuo, también se lo utiliza como lote agrícola. Las pilas estáticas tienen dimensiones cercanas de 3,5 m de ancho y 0,7 m de altura, y se ubican a modo de franjas laterales.

B.3. Muestreo

B.3.a. Criterio de selección de sitios donde se realizó el muestreo

Dentro del EEC, se seleccionaron los sitios de muestreo en:

B.3.a.1. Dos zonas de acopio de estiércol con características redox contrastantes.

Estas zonas determinan el uso del suelo como sumidero del residuo animal y definen los diferentes tratamientos evaluados:

1. Zona de acopio de estiércol sólido en un lote sobre suelo agrícola, bien aireada y sin recubrimiento (Tratamiento Lote – T.Lote, recuadro verde de mayor superficie del Área 3 en la figura 5); si bien el EEC cuenta con distintas zonas de depósito (Área 3), se seleccionó el lote de mayor superficie y período de disposición, que además se encontraba dentro de la cuenca Matanza-Riachuelo (el área o recuadro verde restante, se encontraba dentro de la otra cuenca). La misma tiene una superficie de 62500 m² y una pendiente de 0,17%, sin alteraciones topográficas. El T.Lote ha recibido grandes cantidades de estiércol en instancias sucesivas durante 6 años. Al momento en que se realizó el muestreo para este estudio, habían transcurrido tres años desde el último agregado y esparcido.
2. Zona de acopio de efluentes en cavas o lagunas de almacenamiento, levantadas sobre un horizonte argílico del mismo suelo, encontrándose saturado de humedad (Tratamiento Lagunas – T.Lagunas). Se destaca que al momento del muestreo de esta última zona, la capa de lodo no había sido removida por años.

B.3.a.2. Zona control.

Se seleccionó también dentro de ese establecimiento un sitio que no haya recibido influencia de estiércol ni de efluentes, el cual se consideró el tratamiento Control (T.Control) del estudio. Ese sitio se eligió en un área que no se ve afectada directamente por el flujo de agua superficial que atraviesa las zonas de acopio del EEC, de acuerdo a las pendientes del terreno (Figura 5).

B.3.a.3. Zona freática.

Asimismo, para verificar la influencia del EEC en la calidad del agua subyacente, se tomaron muestras del agua freática. Las mismas se extrajeron de tres pozos freáticos, linderos a las lagunas (Figura 5) y en el sentido del flujo subsuperficial. Estos datos se compararon con los datos del agua freática de la zona, que no reciben la influencia del EEC, suministrados por ACUMAR (2020).

B.3.b. *Diseño de muestreo*

Para evaluar el efecto del tratamiento Lote, en el año 2013, a lo largo de la zona de acopio, se realizaron cuatro puntos de muestreo. El mismo procedimiento se realizó en la zona Control, donde se consideraron 5 puntos de muestreo. Cada uno de ellos constituyó una réplica, y se procuró que dentro de cada tratamiento, las réplicas fueran equidistantes entre ellas.

El muestreo vertical en cada punto se llevó a cabo en forma sistemática, cada 10 cm, desde la superficie, tratando de abarcar los diferentes horizontes. Las muestras de cada profundidad fueron compuestas y consistieron en una combinación de 10 submuestras simples de material disturbado.

Para evaluar el efecto del tratamiento Lagunas, en el mismo año, se seleccionaron cuatro de las cinco lagunas, que al momento del muestreo se encontraban saturadas y en desuso, lo que permitió muestrear los lodos en profundidad hasta alcanzar el suelo subyacente, es decir, el horizonte argílico por debajo del biofilm o de la interfase lodo-suelo. Cada laguna representa una réplica. Las muestras compuestas de los estratos muestreados sistemáticamente en profundidad estuvieron conformadas por 10 submuestras simples de suelo o lodo cada una.

El muestreo del agua freática en el establecimiento se realizó en los tres freatómetros seleccionados, donde se extrajo una muestra compuesta de cada uno de ellos. El muestreo se realizó durante tres años (2012, 2013, 2014), tratando de abarcar la heterogeneidad anual de las lluvias caídas, establecida por años húmedos y secos.

B.3.c. Extracción y acondicionamiento de las muestras

La toma de muestras de suelos se realizó con un muestreador sistemático, como el barreno. Las muestras sólidas se acondicionaron en bolsas plásticas, todas ellas selladas herméticamente, adecuadamente rotuladas, y mantenidas a 4°C hasta llegar al laboratorio para realizarles posteriores análisis. Luego, previa determinación del potencial redox cuantificación de la humedad gravimétrica, y separación de 5 g de muestra húmeda para extraer nitratos con KCl 2M, se dejaron secar al aire, se molieron y tamizaron utilizando una malla de 2 mm de diámetro. Finalmente se las conservó en bolsas plásticas para posteriores análisis.

Las muestras de agua freática se tomaron utilizando muestreadores descartables de PVC tipo Bailer, se las rotuló y se las conservó en botellas plásticas a 4°C hasta llegar al laboratorio para realizarles los análisis necesarios.

B.4. Caracterización de las muestras

B.4.a. Muestras de las zonas de acopio de estiércol

Se realizaron las siguientes determinaciones para caracterizar las zonas en estudio, según la metodología descrita en el Capítulo 2, sección A.3.a.: humedad, potencial redox, pH (en agua, 1:2,5), conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO_{LOI} para el T.Lagunas y CO_{WB} para el T.Lote), Nitrógeno Kjeldhal total (Nkt), fósforo extractable en agua (P H_2O), fósforo lábil (P Bray), fósforo total (P total).

B.4.b. Muestras de agua de la zona freática

Para caracterizar el agua freática, según la metodología descrita en el Capítulo 2, sección A.3.a., se analizó: P reactivo soluble (PRS), nitrato, amonio y pH.

B.4.c. Muestras de suelo de la zona Control

Se determinaron las propiedades físico-químicas, texturales, mineralógicas y de adsorción de P del suelo de la zona Control a través de distintos métodos (Cap. 2, sección A.3). Los datos así determinados se detallan a continuación.

B.4.c.1. Características físico-químicas

Siguiendo métodos estandarizados de laboratorio (Ver Cap. 2, sección A.3.a), se caracterizó física y químicamente el tratamiento Control. La tabla 1 presenta los valores medios que resultaron de dicha caracterización.

Los estratos se describen como no salinos, no sódicos, calcáreos, y en condiciones mayormente oxidadas según FAO (2009) y SSDS (2017). La acidez del suelo varía de moderadamente ácida en superficie a moderadamente alcalina en profundidad (5,5-8,1); asimismo la CIC varía de moderada en el horizonte eluvial E (30-40 cm) a alta en los estratos del primer horizonte Bt (40-80 cm). Se presenta un alto a muy alto contenido de Ca^{2+} y K^+ y moderado a alto contenido de Mg^{2+} intercambiables, según la clasificación establecida por Hazelton and Murphy (2007).

En superficie se encontraron valores moderados de carbono orgánico, y valores de nitrógeno y de P totales en relación a los esperados para los suelos de la región pampeana (Conti, 2000), y una baja concentración de P disponible (Bray), frecuente en suelos Argialboles (Heredia et al., 1997). El contenido de N-NO_3^- osciló entre 4,8 y 10,3 mg.kg^{-1} dentro del perfil. Los datos de densidad aparente son similares a los representativos para los suelos de la región, variando de 1 a 1,3 g.cm^{-3} , lo mismo que la humedad gravimétrica, que osciló entre 21 y 35%.

Tabla 1. Valores medios de las características químicas y físicas del suelo del T.Control.

Estrato (cm)	Hum.	D.Ap.	CO	NKt	CE	pH	CaCO ₃ Eq.	Redox	N-NO ₃ ⁻	Na ⁺ _{int.}	K ⁺ _{int.}	Ca ²⁺ _{int.}	Mg ²⁺ _{int.}	CIC	PSI	P H ₂ O	P Bray	P Total
0-10	27.7	1,01	2.19	0.202	0.43	5.48	21.1	435.0	10.30	0.22	1.73	12.7	2.73	22.3	1.0	2.48	12.03	577.1
10-20	30.6	1,15	1.78	0.171	0.34	5.72	20.8	429.3	8.37	0.22	1.70	14.9	3.25	28.5	0.8	1.18	4.52	485.8
20-30	31.7	1,14	1.44	0.128	0.30	6.27	22.8	427.7	7.31	0.39	1.36	16.9	2.81	28.1	1.4	1.15	2.96	412.2
30-40	28.4	1,29	0.63	0.057	0.38	6.74	20.9	400.1	6.76	0.29	1.09	12.0	2.42	18.2	1.6	0.83	2.29	255.2
40-50	29.3	1,32	0.56	0.070	0.50	6.94	22.5	422.5	5.96	0.81	2.02	13.5	3.56	23.1	3.5	0.39	2.72	270.8
50-60	30.1	1,34	0.66	0.071	0.57	6.84	22.9	420.6	5.91	1.22	3.21	18.0	5.23	31.9	3.8	0.74	1.56	297.2
60-70	28.6	1,29	0.64	0.050	0.78	7.30	21.9	375.5	6.50	1.45	3.41	23.0	4.19	40.8	3.6	0.73	2.25	337.8
70-80	34.9	1,26	0.38	0.046	0.57	7.15	22.0	401.0	6.29	0.90	4.23	21.6	6.55	36.7	2.5	0.71	1.98	379.6
80-90	20.9	1,24	0.37	0.043	0.56	7.19	27.4	402.2	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	0.70	2.38	380.2
90-100	29.5	1,23	0.36	0.041	0.55	7.22	22.2	403.3	5.83	0.94	4.25	19.1	5.62	30.7	3.0	0.70	2.78	380.8
100-110	20.9	1,16	0.33	0.021	0.64	8.10	23.1	sd	5.29	1.62	1.53	16.3	2.61	23.3	7.0	0.74	1.03	334.2
110-120	22.1	1,31	0.16	0.028	0.52	8.10	20.9	sd	4.97	0.65	1.35	19.7	2.78	27.3	2.4	0.79	1.54	304.9
120-130	23.1	s/d	0.05	0.028	0.50	7.95	20.0	sd	4.86	1.29	1.27	16.0	2.53	24.5	5.3	0.71	1.72	297.5
130-140	25.8	1,33	0.58	0.027	0.41	6.80	24.7	sd	4.89	0.65	1.33	16.7	2.48	28.8	2.2	0.70	2.03	293.7
140-150	24.5	s/d	0.35	0.028	0.40	7.00	28.2	sd	5.12	0.65	1.41	18.5	2.50	30.9	2.1	0.90	2.54	302.5
150-160	25.7	s/d	0.33	0.023	0.41	7.05	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	0.76	2.76	302.7
160-170	26.9	s/d	0.30	0.018	0.42	7.10	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	0.63	2.97	302.9
170-180	28.1	s/d	0.28	0.014	0.43	7.15	19.6	sd	5.02	0.76	1.53	16.8	2.35	23.8	3.2	0.49	3.19	303.1
CV%	0.1-33	0.1-16	5-80	0.9-82	19-65	6-18	6.5-32	6-18	0.1-37	0.4-93	55-84	8-36	38-70	0.3-22.5		6-68	11-105	1.3-26
N	49	25	45	51	51	51	40	24	51	31	31	31	31	31		45	48	51

s/d: sin datos. Datos de CO, NKt, CE, pH, redox y P del estrato 80-90 cm y los de Hum, CO, NKt, CE, pH y P de los estratos 150-160 y 160-170 cm interpolados linealmente. Hum.: Humedad (%). D.Ap.: Densidad aparente (g.cm⁻³). CO: carbono orgánico (%). NKt: nitrógeno Kjeldhal total (%). CE: conductividad eléctrica (dS.m⁻¹). CaCO₃ Eq: carbonato de calcio equivalente (%). Redox (mV). N-NO₃⁻ (mg.kg⁻¹). Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺_{int.}: cationes intercambiables (meq.100g⁻¹). CIC: capacidad de intercambio catiónico (meq.100g⁻¹). PSI: porcentaje de sodio intercambiable (%). P H₂O, P Bray y P Total (mg P-PO₄³⁻.kg⁻¹).

B.4.c.2. Características texturales y composición mineralógica

Los rasgos texturales del suelo del T.Control se presentan en la tabla 2, y se observa que los horizontes A y E son franco limosos, mientras en profundidad, varían entre arcillo limoso a franco arcillo limoso.

La composición mineralógica también se presenta en la tabla 2, donde se aprecia un contenido minoritario de filosilicatos dentro de la fracción de roca total. Dentro de la fracción de filosilicatos, hay un contenido relativo mayoritario de esmectita en el perfil, a excepción del horizonte eluvial E. La esmectita se caracteriza por expandirse libremente bajo condiciones de hidratación y deshidratación; su espesor de capa varía de acuerdo al catión de intercambio y al grado de solvatación del espacio entre capas (Bohn et al., 1993).

Tabla 2. Clases texturales, composición de roca total, de la mineralogía de la fracción arcilla, y del contenido de Fe y Al recuperables del perfil del suelo del T.Control.

Hor.	Textura	Roca Total						Filosilicatos			Fe ₁	Al ₁
		Qz	Feldespatos		Fil	Afb	Amf	Sm	I/M	C		
			K	Pl							(g.100g ⁻¹)	
A	FL	xxx	x	xx	xx	x	xx	xxx	xxx	x	2,13	4,03
E	FL	xxx	x	xx	xx	x	xx	-	xxx	xx	2,34	4,10
Bt1	AL	xxx	x	xx	xx	x	xx	xxx	xx	x	4,66	9,73
Bt2	FAL	xxx	x	xx	xx	x	xx	xxx	xx	x	4,03	8,39
BCt	AL	xxx	x	xx	xx	x	xx	xxx	xx	x	4,34	7,50

Hor.: Horizontes. FL: franco limosa; AL: arcillo limosa; FAL: franco arcillo limosa.

Qz: cuarzo; K: potásicos; Pl: plagioclasas; Fil: filosilicatos; Afb: anfíbol; Amf: amorfos; Sm: esmectitas; I/M: illita/micas; C: caolinita. Estimación contenido relativo: xxx: mayoritarios; xx: minoritarios; x: accesorios. 1: Fe y Al recuperables bajo norma EPA 3050; ver Cap. 2 sección A.3.a.

En cuanto al contenido de illitas/micas, los horizontes superiores (A, E) mostraron también valores mayoritarios, disminuyendo en profundidad. La illita es dominante en el loess pampeano (Iorio, 2010), y generalmente proviene de la transformación de las micas (Bohn et al., 1993). El menor contenido en horizontes Bt, pudo deberse a la argiluvación y neoformación de arcillas esmectíticas a partir de illitas (Orgeira et al., 2009). Además, el

suelo posee un escaso contenido de caolinita, propio de suelos de pradera de región templada (Orgeira et al., 2009).

En la tabla 2 también se presenta el contenido de Fe y Al recuperable o “Ambientalmente Disponible” (USEPA, 1996). Se puede apreciar que el suelo tiene entre 2,1 y 4,7 g.100g⁻¹ de Fe, y entre 4 y 9,7 g.100g⁻¹ de Al recuperable, acumulándose específicamente en los tres horizontes inferiores.

B.4.c.3. Características de la capacidad adsorción de fósforo

A partir del ensayo de adsorción de P (Cap. 2, sección A.3.b), se construyeron las isotermas con la concentración adsorbida en función de la concentración en el equilibrio. A los datos así obtenidos luego se ajustó el modelo de Langmuir (R^2 de ajuste entre 0,96 y 0,99), cuyos parámetros de adsorción se muestran en la tabla 3.

El valor medio de Q_{max} (Tabla 3) para el perfil es de 498 $\mu\text{g.g}^{-1} \pm 100 \mu\text{g.g}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 20%. De esta manera, según la clasificación de Juo and Fox (1977), el suelo posee una capacidad media de adsorción, con una tendencia hacia valores superiores en los horizontes fuertemente texturales (Bt1 y Bt2).

La constante que se relaciona con la energía de enlace k_L (Tabla 3) es un parámetro que describe la afinidad del suelo por este nutriente. Un valor k_L más alto indica una adsorción más fuerte de P; y la adsorción espontánea ocurre con mayor facilidad en la medida en que disminuye la concentración de P (Wang y Liang, 2014). Así, este suelo mantiene un valor k_L en los primeros 100 cm, entre 0,06 y 0,12 L.mgP⁻¹, mientras que en profundidad (> a 100 cm) la energía de enlace tiende a disminuir, a valores por debajo de 0,06 L.mgP⁻¹.

En la tabla 3 también se observa que el perfil del suelo del T.Control en general posee una capacidad *buffer* de fosfatos máxima (MBC, por sus siglas en inglés) muy baja (10-50 ml.g⁻¹), excepto los estratos 50-60 cm y 70-80 cm (horizonte Bt1) que tienen una MBC baja (50-100 ml.g⁻¹), de acuerdo a la clasificación de Moody and Bolland (1999). A mayor MBC, mayor capacidad para resistir los cambios en la concentración de P en la solución del suelo (Ehlert et al., 2003). Estos resultados muestran que el incremento de energía media de adsorción y de Q_{max} conllevan a un aumento en la capacidad *buffer* (Ec. 3) y en la capacidad de saturación con P. Los valores de MBC encontrados en el horizonte Bt1 se

relacionan con el contenido de arcilla, óxidos de Fe y Al, y pH por debajo de la neutralidad (Heredia, 2000) que lo caracterizan (Tabla 1 -40 a 90 cm- y Tabla 2).

Tabla 3. Valores medios de los parámetros del modelo de isoterma de Langmuir.

Estrato (cm)	Q_{max} ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	k_L ($\text{L}\cdot\text{mgP}^{-1}$)	MBC ($\text{ml}\cdot\text{gP}^{-1}$)	R^2
0-10	433,8	0,06	27,6	0,99
10-20	433,6	0,08	36,7	0,97
20-30	389,1	0,12	43,7	0,97
30-40	381,8	0,08	32,1	0,96
40-50	489,3	0,10	45,3	0,99
50-60	559,9	0,11	60,4	0,98
60-70	s/d	s/d	s/d	s/d
70-80	670,7	0,10	68,9	0,99
80-90	s/d	s/d	s/d	s/d
90-100	537,7	0,08	40,4	0,99
100-110	652,9	0,02	14,4	0,99
110-120	637,0	0,05	33,4	0,99
120-130	541,2	0,05	29,2	0,98
130-140	477,0	0,06	29,9	0,98
140-150	487,6	0,06	30,9	0,97
150-160	s/d	s/d	s/d	s/d
160-170	s/d	s/d	s/d	s/d
170-180	458,3	0,04	20,1	0,99
Media	498,4	0,08	40,2	
Desvío	100,2	0,04	21,5	

Los valores de P son de P-PO_4^{3-} . s/d: sin datos. n= 29.

B.5. Análisis de datos

B.5.a. Análisis estadístico de datos

Los datos fueron analizados estadísticamente de acuerdo a las inferencias y test señalados en el capítulo 2, sección A.4.a.

B.5.b. Inferencias basadas en modelos predictivos cuantitativos:

B.5.b.1. Grado de saturación de fósforo del suelo

El grado de saturación de fósforo (GSP) es un índice ambiental que relaciona la concentración de P disponible con la capacidad de sorción de P del suelo (CSP) (Ige et al., 2005):

$$GSP = \frac{P \text{ disponible}}{CSP} \times 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

La concentración de P disponible se analizó mediante el método Bray y Kurtz 1, método frecuentemente utilizado para analizar el estatus de P en los suelos de la región (Mendoza y Marbán, 1990; García, 2009). Asimismo, la CSP se estableció a partir del modelo de Langmuir (Ver Cap. 2, sección A.4.b.1), donde ese valor es representado por Q_{max} (Pautler y Sims, 2000). La ecuación 4 quedó definida como:

$$GSP = \frac{P-Bray}{Q_{max}} \times 100 \quad (\text{Ec. 5})$$

B.5.b.2. Eficiencia relativa de retención de fósforo como índice de riesgo del percolado

Dentro de un determinado sistema, se puede calcular la eficiencia relativa de retención de P (ERRP) para distintos espesores, en la medida en que el nutriente va avanzando dentro del mismo.

Así, por ejemplo, la ERRP de los distintos horizontes del suelo en el T.Lote se calculó considerando la masa neta de P acumulada en el perfil (el sistema) que no fue retenida por los horizontes superiores. Este índice constituye un índice de riesgo, ya que permite calcular la probabilidad de que el percolado profundice o, en otras palabras, identifica cuál es la propensión real de cada horizonte a la retención de P.

Para ello se sumó la masa de P de cada estrato muestreado que compone los horizontes A (0-30 cm), E (30-40 cm), Bt1 (40-90 cm), Bt2 (90-140 cm) y BCt (140-150 cm, en el T.Lote) por separado considerando la densidad aparente de cada uno de ellos; y se estableció la eficiencia de retención de cada horizonte respecto a la masa de P total del perfil no retenido por los horizontes superiores. De esta forma se estima cuánto P retiene cada horizonte de lo que realmente recibe, como se observa en las ecuaciones 6 a 9 (tanto la masa total acumulada como la de cada horizonte son valores netos; se les descontó la masa del T.Control en cada caso, para que sólo reflejen la que proviene del residuo). Se detallan los componentes de la ecuación 6 para el horizonte A (HA); lo mismo aplica para cada uno de los demás horizontes E (HE), Bt1 (HBt1) y Bt2 (HBt2); la ecuación del horizonte BCt no se detalla pero siguió el mismo criterio que las ecuaciones 6 a 9. Asimismo se aclara que en el caso del HA, la ERRP es sobre el total acumulado en el sistema, dado que es el horizonte superior.

$$ERRP\%_{HA} = \frac{(mP_L - mP_C)_{HA}}{(mP_L - mP_C)_{Perfil}} \times 100 \quad (\text{Ec. 6})$$

donde: ERRP%_{HA}: eficiencia relativa de retención de fósforo en el horizonte A, %; mP_L: masa de P calculada para la superficie de todo el T.Lote, a partir de la concentración en las muestras, kg; mP_C: masa de P calculada para el T.Control, para una superficie equivalente a la del Lote, a partir de la concentración en las muestras, kg; Perfil: abarca desde los 0 cm en superficie hasta los 150 cm en profundidad.

$$ERRP\%_{HE} = \frac{(mP_L - mP_C)_{HE}}{(mP_L - mP_C)_{Perfil} - (mP_L - mP_C)_{HA}} \times 100 \quad (\text{Ec. 7})$$

$$ERRP\%_{HBt1} = \frac{(mP_L - mP_C)_{HBt1}}{(mP_L - mP_C)_{Perfil} - (mP_L - mP_C)_{HA} - (mP_L - mP_C)_{HE}} \times 100 \quad (\text{Ec. 8})$$

$$ERRP\%_{HBt2} = \frac{(mP_L - mP_C)_{HBt2}}{(mP_L - mP_C)_{Perfil} - (mP_L - mP_C)_{HA} - (mP_L - mP_C)_{HE} - (mP_L - mP_C)_{HBt1}} \times 100 \quad (\text{Ec. 9})$$

Esta misma metodología de cálculo del índice se aplicó a la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas) para analizar el riesgo del percolado de P. Al no contemplar distintos horizontes como en el T.Lote, sino sólo la capa de lodos y un espesor de 30 cm de suelo por debajo de la interfase lodo-suelo, se decidió estimar la ERRP de cada estrato muestreado (de 10 cm de espesor cada uno). De este modo, se consideró como sistema de acumulación

al conjunto de la capa de lodos y del suelo subyacente; asimismo, para realizar los cálculos se tuvieron en cuenta la densidad aparente del suelo y la de los lodos, esta última obtenida de bibliografía (Parker et al., 1999).

c. Resultados y discusión

C.1. Caracterización de las zonas de acopio de estiércol

C.1.a. Lote de disposición de estiércol sólido

En la tabla 4 y en las figuras 6 y 7 se presentan las características químicas del suelo afectado por la disposición de estiércol sólido.

La tabla 4 presenta los valores de humedad y de pH. En general, al momento del muestreo del tratamiento Lote (T.Lote) no se observaron incrementos significativos ($p>0,05$) de humedad respecto al tratamiento Control (T.Control), pero sí una tendencia hacia una mayor retención en superficie debido a la materia orgánica recibida. Mientras el T.Control se caracterizó por contenidos de humedad entre un 20 y un 35% (en base seca), el T.Lote lo hizo entre el 24 y 41%.

Un parámetro muy relacionado al contenido de humedad e influenciado por ella, es el potencial de óxido reducción. Los resultados de los valores medios de potencial redox para cada estrato se muestran en la figura 6- α . Los valores medios positivos del perfil del suelo en el T.Lote variaron entre 330 y 380 mV, y resultaron semejantes a los del suelo del T.Control, entre 401 a 435 mV, variando en cada caso según el porcentaje de humedad. Dado que el potencial redox depende del pH (Alonso Santos et al., 2008), normalmente se ajusta su valor a un pH particular mediante el cálculo del potencial reductor del medio (rH). Teniendo en cuenta la ecuación provista por FAO (2009):

$$rH = 2pH + 2Eh/59 \quad (\text{Ec. 10})$$

donde Eh es el valor de potencial redox medido en mV a 25°C, los datos de rH calculados para el T.Lote variaron entre 27,5 y 27,9 y fueron similares al T.Control, de 25,7 a 27. Según FAO (2009), valores rH por debajo de 29 implican condiciones reductoras solo en forma

temporaria, donde se alternan períodos húmedos y secos, y se evidencia en las concreciones negras de óxido de Mn (MnO₂) halladas en la masa de suelo.

Tabla 4. Valores medios de humedad gravimétrica (en porcentaje, base seca), y de pH acompañados de su correspondiente desvío estándar en el T.Lote, y en el T.Control.

Estrato (cm)	Humedad (% b.s.)				pH			
	T.Control		T.Lote		T.Control		T.Lote	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
0-10	27.74 ± 9.14	a	41.42 ± 7.60	a	5.48 ± 0.35	a	6.85 ± 0.44	b
10-20	30.63 ± 5.38	a	35.13 ± 7.28	a	5.72 ± 0.36	a	6.71 ± 0.50	b
20-30	31.69 ± 3.68	a	33.93 ± 3.48	a	6.27 ± 0.69	a	6.89 ± 0.68	a
30-40	28.44 ± 2.41	a	33.87 ± 6.43	a	6.74 ± 0.82	a	7.20 ± 0.75	a
40-50	29.28 ± 6.16	a	34.05 ± 5.45	a	6.94 ± 0.98	a	7.46 ± 0.90	a
50-60	30.13 ± 3.86	a	34.97 ± 7.67	a	6.84 ± 1.03	a	7.83 ± 0.90	a
60-70	28.62 ± 7.74	a	40.37 ± 6.36	a	7.30 ± 1.31	a	7.97 ± 0.95	a
70-80	34.88 ± 8.86	a	37.84 ± 4.98	a	7.15 ± 0.94	a	8.04 ± 0.99	a
80-90	29.85 ± 10.33	a	33.84 ± 1.40	a	7.19 ± 0.91	a	8.14 ± 1.04	a
90-100	29.52 ± 6.98	a	30.95 ± 1.55	a	7.22 ± 0.89	a	8.08 ± 0.94	a
100-110	20.85 ± 0.03	a	28.12 ± 0.26	b	8.10 ± 0.85	a	7.79 ± 1.42	a
110-120	22.12 ± 2.52	a	27.58 ± 0.20	a	8.10 ± 0.85	a	7.70 ± 1.27	a
120-130	23.15 ± 3.92	a	25.91 ± 0.71	a	7.95 ± 0.78	a	7.90 ± 1.56	a
130-140	25.81 ± sd		23.93 ± 1.17		6.80 ± sd		7.80 ± 1.41	
140-150	24.54 ± sd		sd	sd	7.00 ± sd		sd	sd
150-160	25.73 ± sd		sd	sd	7.05 ± sd		sd	sd
160-170	27.33 ± sd		sd	sd	7.12 ± sd		sd	sd
170-180	28.12 ± sd		sd	sd	7.15 ± sd		sd	sd

T.Lote: suelo del tratamiento Lote. T.Control: suelo del tratamiento Control. Letras diferentes entre columnas para un mismo estrato y una misma variable, indican diferencias significativas con $\alpha = 0,05$. n T.Control Hum= 53; n T.Control pH= 58; n T.Lote=49.

El pH en el perfil del T.Lote varió de un pH neutro (6,7) entre los 0 y 40 cm a moderadamente alcalino (8,1) a profundidades mayores a 60 cm según la clasificación de SSDS (1993). Sólo la superficie del T.Lote (0-20 cm) tuvo un incremento significativo de pH respecto del T.Control ($p < 0,05$). Este aumento puede ser principalmente debido a carbonatos y bicarbonatos que podrían provenir de sales de Ca y Mg provistas en la dieta de los animales (Eghball, 2002; Hao y Chang, 2002) o formados a partir de la descomposición de la urea presente en la orina animal (Kissinger et al., 2007), como también de los posibles rastros de tosca (CaCO_3) incorporada en el residuo cuando fue removido de la superficie de los corrales.

La conductividad eléctrica también se observa en la figura 6-b. El T.Lote mostró incrementos en profundidad, con valores medios que superaron entre 2 y 3 veces el T.Control. Dichos incrementos fueron estadísticamente significativos ($p < 0,05$) en gran parte del perfil, destacándose en superficie (0-30 cm), y a niveles más profundos (70-100 cm, y por debajo de 120 cm) dando cuenta de la movilidad de las sales a lo largo de los años. Considerando que los últimos estratos del T.Control presentaron valores medios de CE de $0,4 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, es factible eliminar la posibilidad de influencia de sales desde el agua freática por capilaridad. Por consiguiente, la acumulación de sales en este ambiente es producto del manejo de los residuos sobre el mismo. La pérdida de sales de esta actividad productiva hacia el ambiente es conocido, y ha sido registrado por varios autores, como por ejemplo, Afzal et al. (2000), Andriulo et al. (2003) y Hao y Chang (2003) en suelos que han recibido estiércol sólido.

Los resultados indican que el suelo bajo el T.Lote se clasificó como “no salino” ($< 2 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$) en todo el perfil (SSDS, 2017). No obstante esta clasificación, el aumento de sales queda demostrado en los datos relevados. Por consiguiente, si bien al momento del muestreo este suelo no presentó un exceso de sales, posiblemente porque las mismas se han ido lavando del perfil con el transcurso de los años, de continuar con la disposición de este residuo orgánico en forma continua, se puede producir la salinización del suelo, y afectar su potencialidad productiva (FAO, 2006).

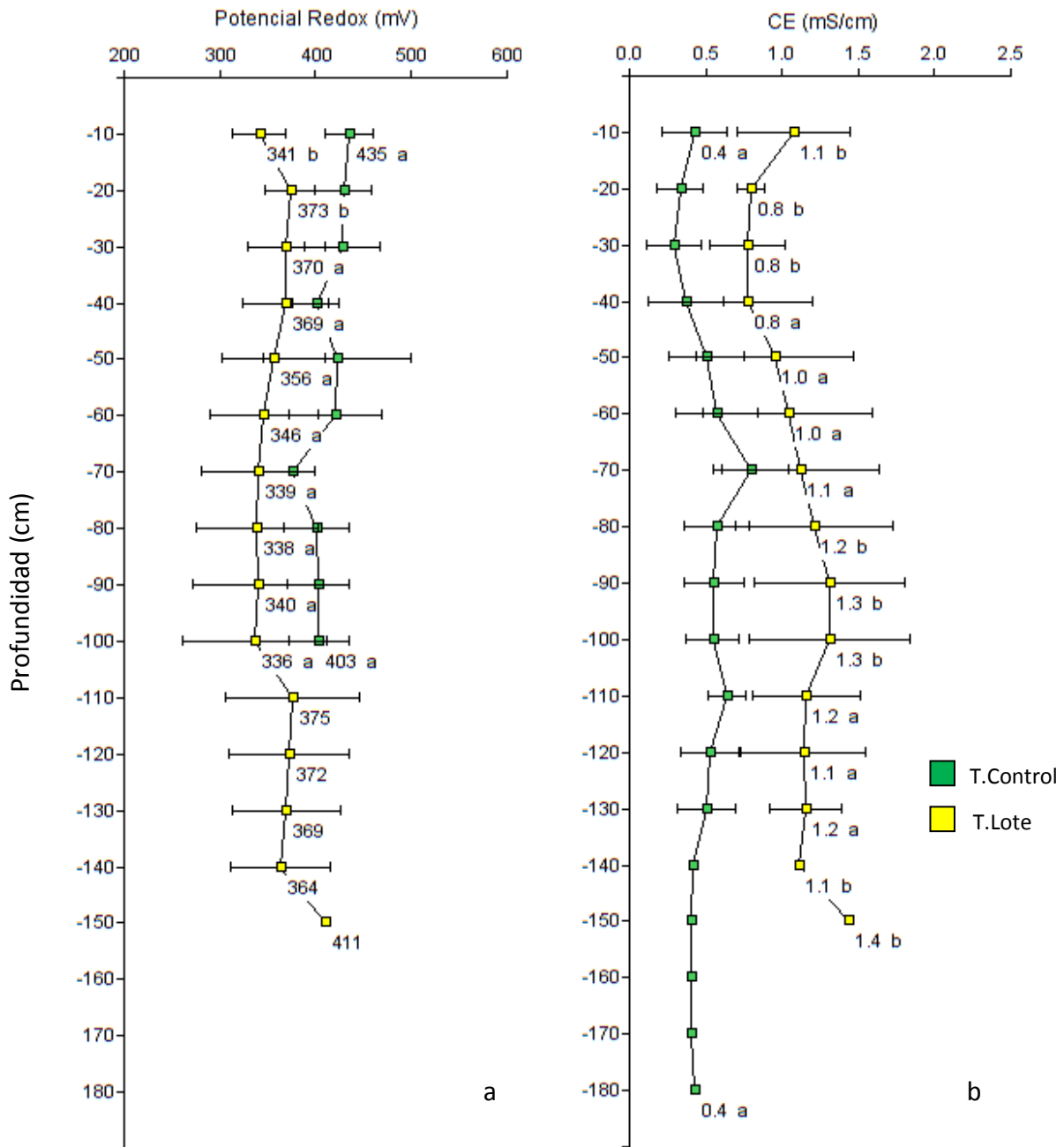


Figura 6. Perfil de potencial de óxido-reducción- Redox- (a) y de CE (b) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control). Se presentan los valores medios junto a sus desvíos estándar, y se especifican los datos del T.Lote, y los datos del primer y último estrato del T.Control. El rótulo de profundidad indica el límite inferior de cada estrato (p.ej.: '100' refiere el estrato 90-100 cm). En Redox, el T.Control no presenta datos por debajo de los 100 cm. Letras diferentes entre tratamientos para un mismo estrato, indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$ (todas las letras del T.Control son a). n T.Control redox=27; n T.Control CE=58; n T.Lote=49.

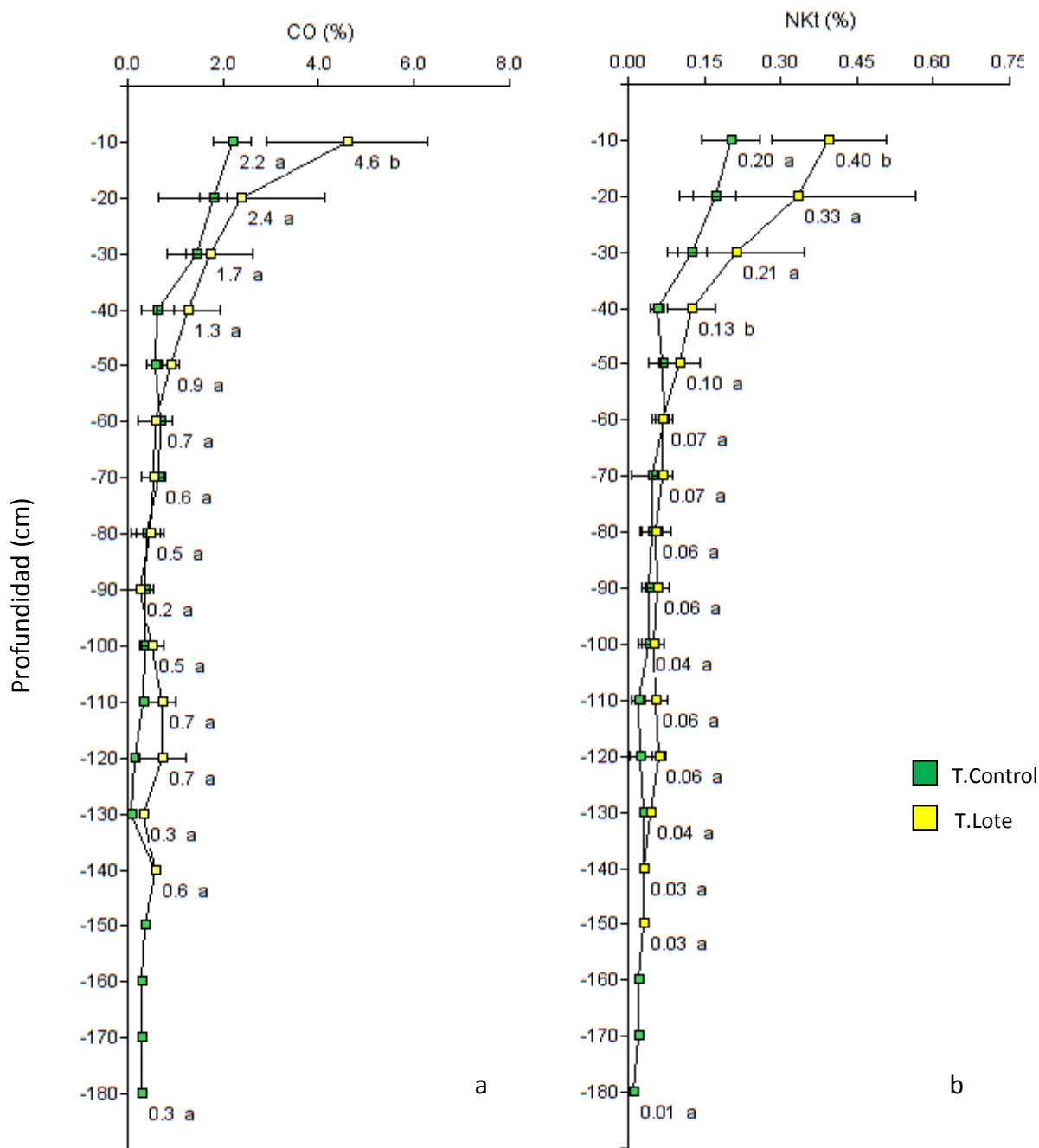


Figura 7. Perfil del porcentaje de carbono orgánico- CO- (a) y de NkT (b) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control). Se presentan los valores medios junto a sus desvíos estándar, y se especifican los datos del T.Lote, y los datos del primer y último estrato del T.Control. El rótulo de profundidad indica el límite inferior de cada estrato (p.ej.: '100' refiere el estrato 90-100cm). Letras diferentes entre tratamientos para un mismo estrato, indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$ (las diferencias son sobre la variable transformada; todas las letras del T.Control son a). n T.Control NkT=58; n T.Control CO=51; n T.Lote NkT= 49; n T.Lote CO=46.

Con respecto a la variación de la materia orgánica, los valores medios del porcentaje de carbono orgánico (CO) se representan en la figura 7-a. En la misma se muestra que el suelo del tratamiento Lote al momento del muestreo, si bien no se diferenció estadísticamente ($p>0,05$) respecto del tratamiento Control a lo largo del perfil, muestra una tendencia a una mayor acumulación de CO en los primeros 50 cm. El horizonte superficial (0-10 cm) indicó un contenido medio de CO de 4,6%, mientras el T.Control se caracterizó por un 2,2%. Resultados semejantes en superficie también fueron hallados por Yang et al. (2011).

El estiércol, junto al CO también aportó nitrógeno orgánico, representado mayormente por el parámetro nitrógeno Kjeldhal total (NKt), y se presenta en la figura 7-b. En el T.Lote el suelo que recibió una fuerte disposición de estiércol, sucesiva a lo largo de 6 años, al momento del muestreo (3 años después) no registró incrementos significativos ($p>0,05$) en NKt a nivel general, y, al igual que el CO, mostró una tendencia a un mayor porcentaje en los primeros 50 cm. Sólo en superficie duplicó el valor del T.Control ($p<0,05$), con un valor medio de 0,4%, cercano a los valores de nitrógeno total que caracterizan la superficie de los suelos de la región pampeana: entre 0,15 y 0,30% (Conti, 2000).

C.1.a.1. Distribución vertical de diferentes variables de fósforo

El contenido de las diferentes variables de fósforo (P) en el perfil del suelo se puede apreciar en la figura 8. En ella se ve claramente que la zona donde se produjo el acopio de estiércol sólido (T.Lote) incrementó sus concentraciones en relación al T.Control.

Los valores medios de P extractado en agua (P H₂O) del T.Lote (Figura 8-a) aumentaron significativamente ($p<0,05$) hasta los 110 cm de profundidad; y, en los primeros 50 cm del perfil, fueron más de 100 veces (en promedio) superiores a los valores del T.Control.

En bibliografía, los autores han informado que las áreas que habían recibido altas cargas de estiércol también habían dado mayores concentraciones de P soluble en el perfil respecto al testigo (Graetz et al., 1999). Estos autores indicaron que el P efectivamente se había movilizado verticalmente hacia los horizontes inferiores del suelo (bajo un régimen de precipitaciones de más de 1000 mm anuales), como en este estudio, y que al menos una parte aún permanecía en formas rápidamente removibles con agua. Eghball (2003), Brock et al. (2007) y Wyngaard et al. (2011) estudiaron perfiles de suelo impactados por distintas actividades ganaderas intensivas y también registraron transferencias de fósforo soluble

desde la superficie hacia las capas más profundas, acorde a las dosis, condiciones y ámbitos de aplicación.

Teniendo en cuenta que el P así extractado representa la fracción fácilmente disponible y que este nutriente avanzó significativamente ($p < 0,05$) hasta los 110 cm dentro de un suelo en el lapso de unos 9 años de comenzar a recibir estiércol, la presencia natural de horizontes Bt, compuestos de Fe y Al y material calcáreo (Tablas 1 y 2) que contribuyeron a retener esta forma de P no fueron suficientes para impedir que este nutriente profundice. La menor movilidad de P disuelto respecto a las especies solubles del nitrógeno, es lo que permite aún encontrarlo en el perfil; las formas inorgánicas de N, como amonio y nitrato, así como las moléculas sencillas de CO, se movilizan más rápidamente y se pierden por lixiviación o se volatilizan y pierden en forma gaseosa (NH₃ ó CO₂) a la atmósfera, sin considerar la acción de la biota edáfica sobre estos nutrientes.

El contenido de P Bray evidenció un comportamiento similar al de P H₂O (Figura 8-b). P Bray en el suelo del T.Lote se incrementó significativamente ($p < 0,05$) hasta los 100 cm; mostró concentraciones medias entre 920 mg.kg⁻¹ en los primeros 10 cm y 85 mg.kg⁻¹ a los 60-70 cm, reduciéndose en forma exponencial hasta alcanzar el nivel *background* o base del T.Control. Los amplios desvíos estándar observados hasta los 60 cm en el T.Lote, se deben a que, aunque se contaba con 4 réplicas de cada estrato, el ingreso de la materia orgánica dentro del suelo es variable y dependiente del clima y de las sucesivas incorporaciones de estiércol en el tiempo.

La transferencia vertical de P lábil o extractable debido a aportes de estiércol bovino en ambientes oxidados luego de varios años, también fue reportada por Eghball et al. (2004), Ferguson et al. (2005), y Vaillant et al. (2009), entre otros. Aún en suelos donde el flujo hídrico se ve impedido por la formación de un biofilm sobre el suelo, como en los corrales de engorde, el P lábil profundizó alcanzando el metro de profundidad (García et al., 2006; García, 2009; 2015).

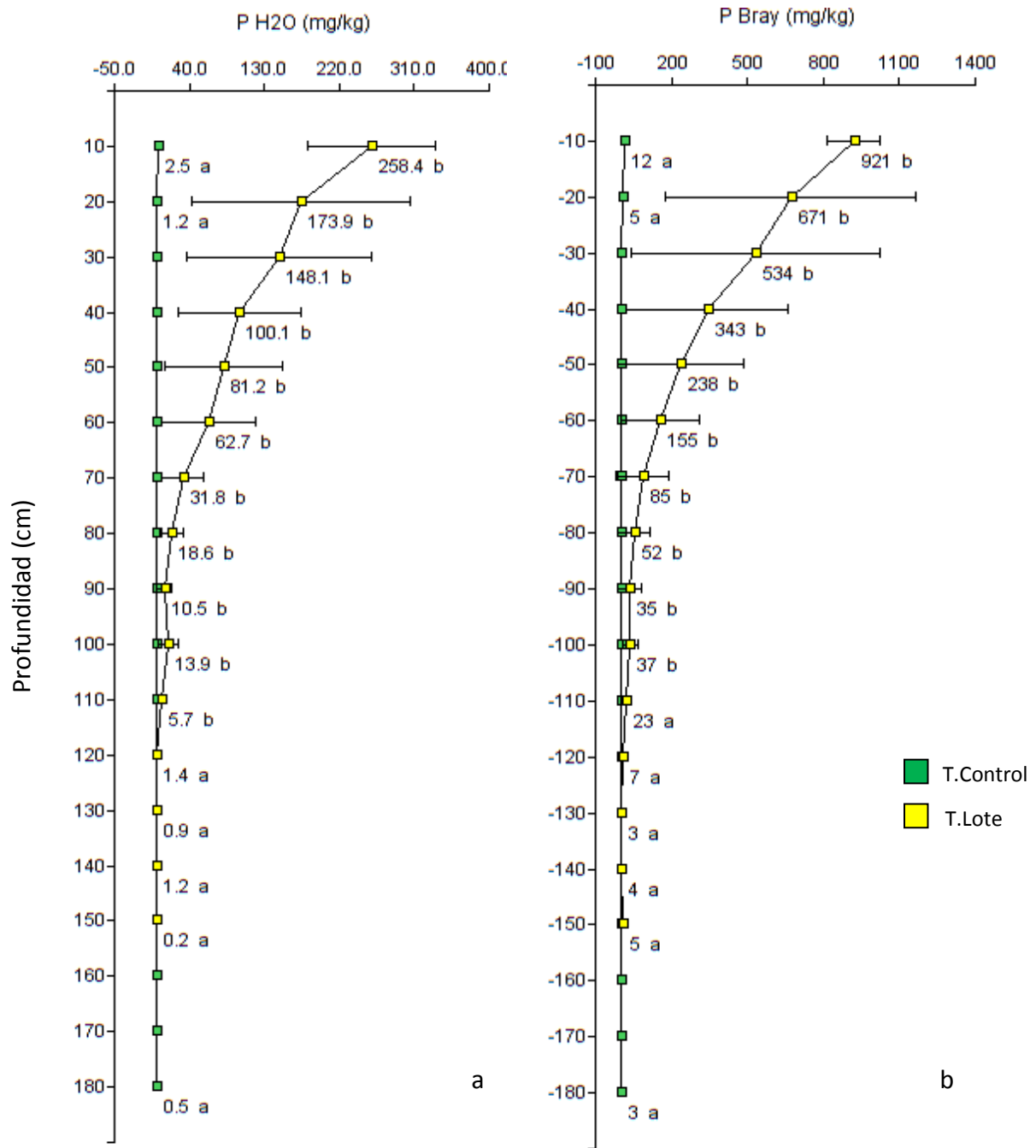


Figura 8. Perfil de P H₂O (a), de P Bray (b) y de P total (c) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control). Se presentan los valores medios junto a sus desvíos estándar, y se especifican los datos del T.Lote, y los datos de los primeros y último estrato del T.Control. El rótulo de profundidad indica el límite inferior de cada estrato (p.ej.: '100' refiere el estrato 90-100 cm). Letras diferentes entre tratamientos para un mismo estrato, indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$ (las diferencias son sobre la variable transformada; todas las letras del T.Control son a). n T.Control P H₂O= 51; n T.Control P Bray= 54; n T.Control P total= 58; n T.Lote=49.

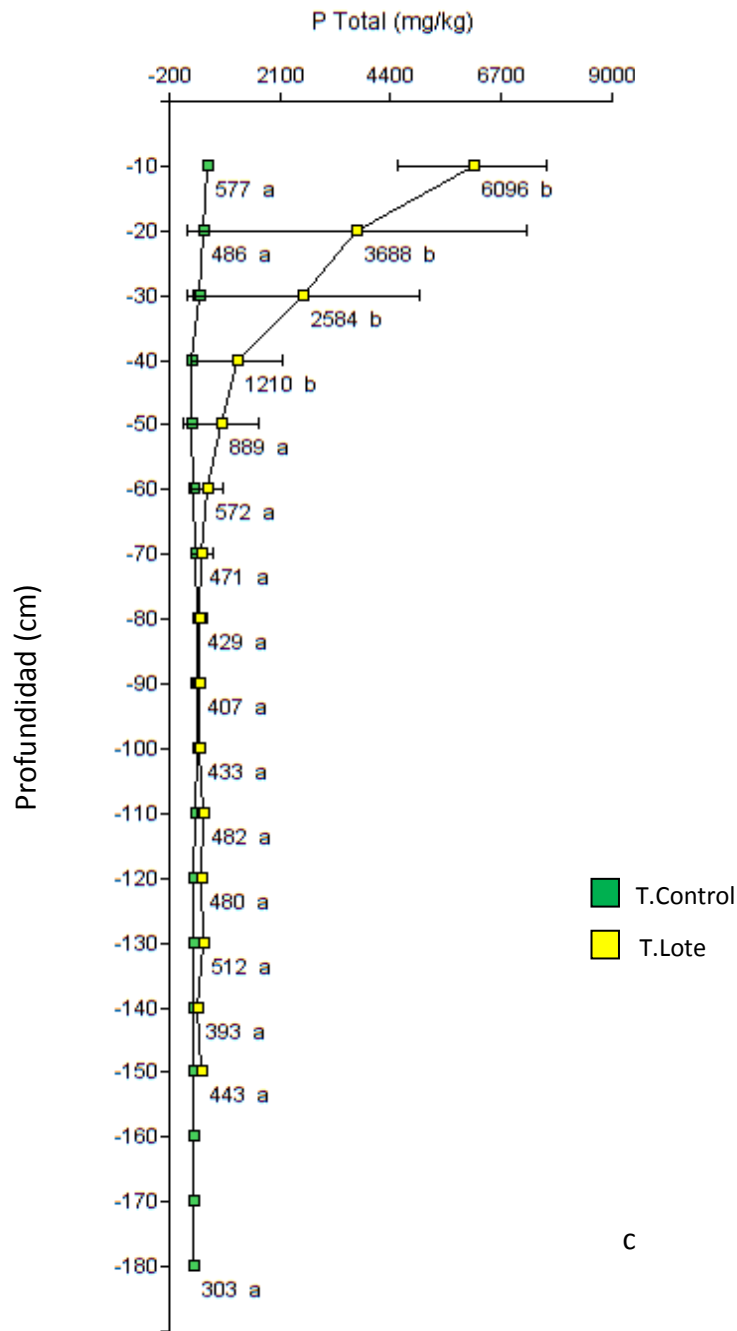


Figura 8 (continuación). Perfil de P H₂O (a), de P Bray (b) y de P total (c) en los tratamientos Lote (T.Lote) y Control (T.Control).

La movilidad de P lábil en profundidad podría haber ocurrido cuando la capacidad de adsorción se saturó con el agregado de P y de ácidos orgánicos provenientes de este residuo (Øgaard, 1996). Estos últimos compiten con el P por los sitios de adsorción, o por la formación de complejos con compuestos de el Fe y Al (Wyngaard et al., 2011). Además, las

moléculas orgánicas aumentan las cargas negativas de la matriz del suelo, que contribuyen a incrementar la repulsión de los aniones ortofosfato, reduciendo así su adsorción (Singh et al., 2001). Los investigadores Whalen y Chang (2002) realizaron isothermas de adsorción de P en suelos fertilizados con estiércol durante más de 10 años, con dosis que superaron las necesidades de los cultivos, y hallaron que tanto la máxima capacidad de adsorción como la energía de enlace se redujeron significativamente respecto a los suelos sin historia de aplicación de estiércol. Estos resultados destacan la movilidad que este nutriente posee bajo condiciones de alta carga orgánica.

Sharpley & Tunney (2000) mostraron una recopilación de umbrales ambientales para la protección de la calidad de aguas superficiales mediante escorrentía, y para el método Bray 1, como el que se utilizó en este estudio, los límites se encontraban entre 75 y 150 mg.kg⁻¹. Si las concentraciones superan dichos umbrales, como las determinadas en la superficie del T.Lote hasta los 70 cm de profundidad, las medidas de manejo recomiendan discontinuar o no aplicar P con ninguna fuente, establecer zonas buffer para proteger los cursos de agua cercanos, realizar pasturas mixtas con leguminosas para colaborar en la remoción del nutriente, y mantener la superficie cubierta para disminuir la erosión (Sharpley & Tunney, 2000).

En la figura 8-c también se presenta la concentración de P total, con una distribución similar a la de las otras variables de P. Los primeros 40 cm del suelo bajo el T.Lote presentaron entre 4 y 10 veces más P total que el suelo del T.Control ($p < 0,05$), reduciéndose en profundidad en forma exponencial; en todos los estratos muestreados hubo una tendencia hacia una mayor acumulación de P total proveniente del estiércol, sin detectarse el frente de avance dentro de los 150 cm muestreados (de 120 a 150 cm aún presentó 1,5 veces más P total que el T.Control). Whalen y Chang (2001), realizando varias aplicaciones de estiércol a largo plazo, también observaron un incremento de P total por sobre el testigo a los 150 cm de profundidad.

Tanganelli (2011) realizó un fraccionamiento sobre muestras de suelos enmendados durante 13 años, y halló un incremento significativo ($p < 0,05$) hasta los 120 cm de profundidad en relación al tratamiento control cuando se aplicó estiércol bovino; las fracciones destacadas a esa profundidad fueron: P inorgánico extractable en agua, P orgánico extractado con hidróxido de sodio y P orgánico, con ácido clorhídrico. Estos dos

últimos extractantes permiten obtener las formas moderadamente lábiles (por ej., ácidos fúlvicos) y no lábiles (por ej., ácidos húmicos), que pueden permanecer estables en el ambiente (Zhang y Kovar, 2000; Tanganelli, 2011).

Para comprender qué especies pueden hallarse a esa profundidad del suelo, luego de varios años, es preciso primero considerar los compuestos que conforman el estiércol bovino. Siguiendo el razonamiento del párrafo anterior a partir de lo informado por Tanganelli (2011), Turner y Leytem (2004), citados por Toor et al. (2006), quienes realizaron un fraccionamiento secuencial de muestras de diferentes tipos de estiércol animal, establecieron que la fracción de P extractada con NaOH del estiércol bovino se conformaba por un 52% de fosfatos, 37% fosfatos monoéster, y un 12% de pirofosfatos, mientras los compuestos extractados con HCl fueron 100% fosfatos. Toor et al. (2006) sugirieron que parte de la fracción obtenida con HCl del trabajo de Turner y Leytem (2004) era fosfato de calcio poco soluble (apatita). Delgado y Scalenghe (2008), por su parte, destacaron que las fracciones de P orgánico extractables en suelo principalmente con NaOH, podían ser fosfatos monoéster como el inositol fosfato (biológicamente estable en el ambiente), fosfatos diéster como los ácidos nucleicos y fosfolípidos, o fosfonatos, cada una de ellas pudiendo a su vez incluir especies con distinto grado de hidrólisis.

Considerando que el estiércol bovino, una vez aplicado al suelo, sufre distintas reacciones físicas, químicas y biológicas a lo largo del tiempo, las fracciones de P soluble y lábil que de él se derivan disminuyen, y se incrementan las fracciones más recalcitrantes (Kashem et al., 2004), dado que se convierten unas en otras por inmovilización microbiana, incorporando las formas lábiles a los compuestos celulares (Kashem et al., 2004). Por ello, la mayor proporción de P en estiércoles se extrae con agua y NaHCO_3 , mientras en suelos, la mayor proporción se extrae con NaOH y HCl (Toor et al., 2006).

Así, los compuestos movilizados subsuperficialmente a través del suelo, tanto mediante la saturación de los sitios de adsorción o bien con el flujo de agua a través de caminos preferenciales (Delgado y Scalenghe, 2008), pueden ser solubles o particulados; y dentro de estos últimos, podrían hallarse formas de P adsorbidas en complejos de ácidos húmicos con minerales, formados internamente en el rumen mediante el inositol hexafosfato (Toor et al., 2006) o bien, en el mismo suelo en el que se desplazan.

C.1.b. *Lagunas de almacenamiento de estiércol líquido*

C.1.b.1. Capa de lodo

C.1.b.1.i. Caracterización físico-química

El lodo fue caracterizado, siguiendo la metodología del Capítulo 2, sección A.3.a, y sus propiedades químicas se presentan en la tabla 5. Una primer aproximación permite observar que los 10 primeros centímetros de la capa de lodo tienden a diferenciarse del resto de los estratos en profundidad, ya que es la capa en contacto con el aire, y por ende, con menos humedad y mayor potencial redox. También es el estrato de reciente acumulación de compuestos orgánicos, por lo que presenta una tendencia a un mayor porcentaje de nitrógeno y carbono orgánicos, un pH por debajo de la neutralidad a causa de la acumulación de ácidos orgánicos aún no degradados, y un incremento de sales provenientes del efluente.

El lodo mostró un contenido de humedad entre un 45 y un 55%, lo que determinó valores fundamentalmente negativos de potencial redox, caracterizados entre -137 mV en el estrato en contacto con el biofilm a 199 mV en la superficie en contacto con el aire (Tabla 5). Los valores calculados de potencial reductor (rH), de acuerdo con la ecuación 10 (Cap. 3, sección C.1.a), variaron de 10 a 20, confirmando las condiciones reductoras permanentes (FAO, 2009) que se esperan en esta capa.

El lodo también se caracterizó por una acumulación de carbono orgánico (CO) entre 6 y 7,8%, un pH cercano a la neutralidad y una conductividad eléctrica media que varió entre 4,8 y 7 mS.cm⁻¹. El elevado contenido de sales en superficie podría estar dado por la exposición a las condiciones oxidantes, debido a menores porcentajes de humedad y mayores temperaturas ambientales que favorecen la degradación de los compuestos orgánicos, o bien, por un ascenso de las mismas por capilaridad.

Tabla 5. Características físicoquímicas de la capa de lodo y del suelo subyacente en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas)

Estratos cm	Humedad (% b.s.)		Potencial Redox (mV)		pH		CE (mS/cm)		CO (%)		NKt (%)	
	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
0-10	45 ± 8		199 ± 29		6,4 ± 0,3		7,0 ± 1,3		7,8 ± 2,6		0,83 ± 0,24	
10-20	53 ± 3		-48 ± 117		7,1 ± 0,5		4,9 ± 1,8		6,6 ± 2,5		0,51 ± 0,16	
20-30	55 ± 4		-85 ± 64		7,4 ± 0,2		4,9 ± 1,1		6,0 ± 1,3		0,59 ± 0,18	
30-40	52 ± 5		-137 ± 65		7,4 ± 0,2		4,8 ± 1,0		6,9 ± 0,9		0,55 ± 0,08	
Media Lodo	51 ± 7	b	0 ± 153	a	7,0 ± 0,5	b	5,5 ± 1,6	a	6,9 ± 2,0	b	0,63 ± 0,22	b
0-10	33 ± 8		102 ± 42		6,3 ± 0,4		5,8 ± 1,3		3,7 ± 1,5		0,46 ± 0,53	
10-20	36 ± 10		99 ± 38		6,7 ± 1,0		5,8 ± 3,1		2,9 ± 0,7		0,23 ± 0,19	
20-30*	48	sd	-138	sd	6,7	sd	4,6	sd	3,7	sd	0,25	sd
Media Suelo	36 ± 9	a	67 ± 96	a	6,5 ± 0,5	a	5,6 ± 1,6	a	3,5 ± 1,1	a	0,36 ± 0,40	a

D.E.: Desvío Estándar. *Estrato influenciado por la cercanía del nivel freático (sólo se tiene una muestra de ese estrato, por ello no se presenta D.E.). Los valores medios corresponden a toda la capa de lodos o de suelo, según el caso. Letras diferentes entre valores medios del lodo y del suelo para cada variable indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$ (las diferencias son sobre la variable transformada en su mayoría), considerando que la capa de lodo y el suelo son dos sistemas independientes separados por el biofilm.

Los datos de Nkt que variaron entre 0,51 y 0,83% (Tabla 5) fueron superiores a los informados por Maisonnave (2002), entre 0,14 y 0,46% de Nkt, para los sedimentos muestreados en una laguna de feedlot de región pampeana. La diferencia puede estar dada, entre otros factores, por el sistema recolector y de tratamiento de efluentes que presentaba el establecimiento estudiado por Maisonnave (2002), que permitieron que los mismos llegaran a la laguna con menor proporción de sedimentos.

Estos resultados sugieren la posibilidad de mejorar tanto el sistema recolector y de tratamiento (sedimentación) de estiércol líquido que presenta el EEC bajo estudio, como la dieta animal, para que los efluentes que lleguen a la lagunas tengan una menor cantidad de sedimentos y, por consiguiente, menor carga orgánica y de nutrientes, de manera de limitar su migración en profundidad hacia el agua freática cercana.

C.1.b.1.ii. Distribución vertical de diferentes variables de fósforo

Las concentraciones medias de fósforo de esta capa orgánica de 40 cm de espesor en el fondo de las lagunas se muestran en la tabla 6. El contenido promedio de P H₂O de sus distintos estratos fue de 146 mg.kg⁻¹, el de P Bray, 724 mg.kg⁻¹, y de 5962 mg.kg⁻¹ el de P total.

En la superficie de la capa se observó una tendencia hacia una acumulación de P H₂O, Bray y Total, que se redujo hacia el interior de la misma. Esta tendencia se relaciona con los contenidos de CO y de Nkt también observados en su superficie (Tabla 5). Este estrato (los primeros 10 cm de la capa de lodos), si bien alcanza mayor capacidad de mineralización (sección C.1.b.1.i), también representa el último depósito de los sedimentos orgánicos, motivos que explican la acumulación y la variabilidad de los valores medios informados (Tabla 6).

Los datos de P Bray (de 590 a 1000 mg.kg⁻¹) son semejantes a los reportados por García et al. (2007), en lodos acumulados en una laguna natural de un EEC de la región, con contenidos entre 156 y 800 mg.kg⁻¹ de P Bray. Parker et al. (1999) hallaron concentraciones entre 150 y 400 mg.kg⁻¹ en los lodos de una laguna, inferiores a los detectados en el presente estudio; posiblemente diferentes factores como condiciones ambientales, manejo de los residuos o dieta animal, podrían dar cuenta de estas diferencias.

Tabla 6. Contenido de P H₂O, de P Bray y de P total de la capa de lodo y del suelo subyacente en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas)

Estratos cm	P H ₂ O		P Bray (mg P-PO ₄ ³⁻ .kg ⁻¹)		P Total				
	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.			
0-10	174,7	± 131,5	999,5	± 409,5	8420	± 3946			
10-20	161,9	± 115,3	626,5	± 209,4	4754	± 1519			
20-30	116,6	± 40,1	602,8	± 131,7	5044	± 1235			
30-40	109,5	± 28,8	590,4	± 30,0	5100	± 140			
Media Lodo	145,8	± 94,1	b	724,3	± 299,9	b	5962	± 2730	b
0-10	58,9	± 21,2		448,3	± 137,8		2342	± 1012	
10-20	51,8	± 44,0		413,7	± 328,2		2696	± 1871	
20-30*	67,9	± sd		450,3	± sd		3510	± sd	
Media Suelo	58,1	± 24,0	a	438,7	± 166,5	a	2610	± 1131	a

D.E.: Desvío Estándar. *Estrato influenciado por la cercanía del nivel freático (sólo se tiene una muestra de ese estrato, por ello no se presenta D.E.). Los valores medios corresponden a toda la capa de lodos o de suelo, según el caso. Letras diferentes entre valores medios del lodo y del suelo para cada variable indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$ (las diferencias son sobre la variable transformada), considerando que la capa de lodo y el suelo son dos sistemas independientes separados por el biofilm.

La concentración de P total en esta capa varió entre 0,47 y 0,84%, y fue similar a lo informado por Maisonnave (2002) en lodos muestreados en canales colectores previos a una laguna (0,57-0,92%). García et al. (2007), por el contrario, reportaron contenidos más bajos (0,07-0,48%) a pesar de tener una mayor carga orgánica (el CO presentó un valor medio de 9,4%).

Una de las razones que permiten explicar estos comportamientos diferenciales es la actividad de las lagunas y la tasa de descomposición de los residuos orgánicos. Mientras los lodos muestreados por García et al. (2007) pertenecían a una cubeta de acumulación de efluentes en actividad, donde permanentemente estaba recibiendo escorrentías desde los corrales, en este estudio, las lagunas muestreadas estaban momentáneamente saturadas y

en desuso. Así, los lodos del trabajo de García et al. (2007) presentaban mayor contenido de CO fresco, menos degradado y por ende, con menor concentración de P total que en este estudio, donde la materia orgánica se encontraba más degradada y con mayor concentración de P. Los mismos aspectos pueden explicar la similitud con los datos hallados por Maisonnave (2002) en los canales colectores previos a las lagunas, donde el menor contenido de humedad, y la exposición a la temperatura ambiente y condiciones oxidantes favorecieron la mineralización de la materia orgánica y la concentración de este nutriente.

C.1.b.2. Suelo subyacente

C.1.b.2.i. Caracterización físicoquímica

En la tabla 5 también se presentan las características químicas del suelo afectado por una zona de acopio de estiércol líquido, por debajo del biofilm en la base de las lagunas.

El suelo subyacente a las lagunas presentó un valor medio de humedad (36%) inferior ($p < 0,05$) en un 30% al valor medio del lodo (51%) y un potencial redox promedio positivo (67 mV) que no se diferenció significativamente ($p > 0,05$) del valor medio del lodo (Tabla 5). Aunque ambos sistemas (lodo y suelo) se encuentran afectados por similares condiciones reductoras por ubicarse debajo de lagunas de almacenamiento de efluentes (se recuerda que al momento del muestreo las lagunas estaban saturadas y en desuso), la presencia de la interfase colabora disminuyendo los niveles de humedad que ingresan al suelo.

El cálculo del potencial reductor (rH), según la ecuación 10, dio un valor de 17 de 0-20 cm y de 9 a los 20-30 cm. Así, en este ambiente, el suelo posee condiciones reductoras permanentes (rH entre 13 y 19), con presencia constante de iones ferrosos (Fe^{2+}) de 0 a 20 cm, y con posible formación de sulfuros metálicos ($\text{rH} < 13$) y metano ($\text{rH} < 10$) a los 20-30 cm (FAO, 2009).

El suelo asimismo se caracterizó por un pH ligeramente ácido, variando de 6,3 a 6,7 (Tabla 5), y por una conductividad eléctrica (CE) media de $5,6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ que no se diferenció significativamente ($p > 0,05$) del valor medio del lodo ($5,5 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, Tabla 5), pero que resultó elevada en relación a los datos que caracterizan al T.Control (datos inferiores a $0,7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, Tabla 1). El suelo en este contexto puede clasificarse como "salino" ($4-8 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) (SSDS, 2017).

La semejante presencia de sales a ambos lados de la interfase (lodo y suelo) pone en evidencia que ésta, si bien reduce el ingreso de agua, no limita la pérdida de los compuestos iónicos hacia el suelo. Otros autores como Sweeten (1990) y Parker et al. (1999), también enunciaron pérdidas de sales por debajo de lagunas de efluentes hacia el ambiente, incluso superando los 6 metros de profundidad (Parker et al., 1999).

Con respecto a los compuestos orgánicos (Tabla 5), el contenido promedio de carbono (CO) fue de 3,5% y el de N_{Kt}, de 0,36%, mostrando diferencias significativas ($p < 0,05$) con la capa de lodo que lo antecede. Aunque el biofilm interviene regulando el ingreso de estos compuestos, la acumulación hallada de CO puede explicarse considerando que luego de infiltrar, la baja presión parcial de oxígeno en el medio afecta la tasa de degradación del mismo. Por otra parte, en medios reducidos, con alto contenido de humedad, no se favorece la condensación y estabilización de la materia orgánica, por lo que se produce el incremento o se mantiene la fracción menos condensada de las sustancias húmicas: los ácidos fúlvicos. Estos últimos, se caracterizan por tener menos peso molecular, menos cantidad de átomos de carbono y más grupos funcionales con oxígeno que condicionan su mayor reactividad, polaridad y movilidad respecto de los ácidos húmicos (Camargo Valero y Cruz Torres, 1999; Galantini, 2001). Por consiguiente, la solubilidad de esta fracción lábil, formada a partir de los compuestos orgánicos provenientes de los lodos, es lo que permite su acumulación dentro del suelo y su movilidad hacia estratos más profundos.

En cuanto a nitrógeno total, algunos autores detectaron menores concentraciones que en este trabajo. Parker et al. (1999), por ejemplo, hallaron 0,16% por debajo de la laguna, y Ham (2002) en lagunas de más 10 años en promedio, informaron menos de 0,1% de N_{Kt}, con conductividades hidráulicas aparentes en la base de las lagunas de $1,6 \cdot 10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, cercanas a lo recomendado por la bibliografía para reducir las infiltraciones al ambiente.

La acumulación de nitrógeno dentro del suelo por debajo de los lodos puede ser producto de las bajas pérdidas al ambiente que presenta el sistema (dada la presencia del biofilm, que reduce la tasa de evaporación desde el suelo hacia la atmósfera) y de una baja tasa de degradación de la materia orgánica en un medio con bajo tenor de oxígeno (Atlas y Bartha, 2002). Si las condiciones reductoras se modificaran, por ejemplo al remover la capa de lodos, un ambiente oxidante favorece la degradación y transformación de nitrógeno

orgánico en formas inorgánicas capaces de moverse en el perfil y enriquecer los cursos de agua subyacentes (Parker et al., 1999; Ham, 2002).

Destacando en particular el efecto del biofilm como barrera natural protectora del suelo, y considerando el último estrato del lodo (30-40 cm) y el primer estrato del suelo (0-10 cm), el mismo interviene:

- reduciendo la infiltración de agua (la humedad disminuyó en un 37%), con la consecuente disminución de las condiciones reductoras (el potencial redox pasó de -137 a 102 mV);

- reduciendo la transferencia de compuestos orgánicos, representados por el CO y el N_{Kt}, que disminuyeron en un 46% y en un 16%, respectivamente.

- favoreciendo la tasa de degradación de los compuestos orgánicos por promover un ambiente ligeramente menos reductor, o bien, el medio húmedo que propició la menor condensación de los compuestos orgánicos degradados provenientes del lodo; esto puede sustentarse en el valor de pH, que pasó de 7,4 a 6,3, este último equivalente a 13 veces la concentración de iones H⁺ del primero, indicando: la presencia de CO₂ a partir de la mineralización de la materia orgánica (Conzonno, 1996), y/o la presencia de ácidos orgánicos con grupos funcionales capaces de ceder H⁺ al ambiente, como los ácidos fúlvicos (Camargo Valero y Cruz Torres, 1999; Jaramillo Jaramillo, 2011).

- no impidiendo la movilización de nutrientes hacia el suelo subyacente, dado por el incremento de sales hallado, de una CE de 4,8 a 5,8 mS.cm⁻¹. La concentración así determinada se encuentra disponible para enriquecer el agua freática, que al momento del muestreo ya influenciaba el estrato inferior (20-30 cm) analizado.

C.1.b.2.ii. Distribución vertical de diferentes variables de fósforo

En la tabla 6 se muestra también la concentración de P del suelo subyacente a la interfase lodo-suelo. El contenido promedio de P H₂O fue de 58 mg.kg⁻¹, de P Bray, 439 mg.kg⁻¹ y de P Total, 2610 mg.kg⁻¹, mostrando marcadas diferencias (p<0,05) con la capa de lodo que lo precede (suponiendo que el lodo y el suelo subyacente sean sistemas independientes).

El análisis de la transferencia vertical de P lábil debido a aportes de estiércol líquido (efluentes) bovino también fue realizado por otros autores. Ham (2002) encontró altas concentraciones de P lábil (entre 10 y 150 mg.kg⁻¹ en la superficie del suelo por debajo de una laguna de feedlot de 11 años) que disminuyeron en profundidad (menos de 60 mg.kg⁻¹ a los 40 cm y menos de 25 mg.kg⁻¹ por debajo de los 2 metros y medio, aproximadamente), disminución que no pudo ser detectada en el muestreo del presente estudio. Parker et al. (1999) no registraron movimiento descendente de P en profundidad más allá de los primeros 30 cm; y las concentraciones por ellos reportadas cerca de la base de la laguna (de 22 años de antigüedad) variaron entre 40 y 120 mg.kg⁻¹ de P Bray, semejantes a las informadas por Ham (2002). La conductividad hidráulica (CH) aparente de la capa compacta sobre la que se asentó la laguna del estudio de Ham (2002) fue de 4,34.10⁻¹⁰ m.seg⁻¹, mientras que la CH media de las paredes laterales de la laguna del estudio de Parker et al. (1999) fue de 1,2.10⁻⁶ m.seg⁻¹.

El tratamiento y la compactación del piso de las lagunas analizadas por los autores parecen haber sido más efectivos que los de este estudio, dado que las concentraciones superficiales de P lábil informadas por ellos fueron entre 3 y 4 veces menores a las observadas en la tabla 6 (439 mg.kg⁻¹ de P Bray en los 30 cm de suelo por debajo de la interfase). Asimismo, los ciclos de humedecimiento y secado podrían haber favorecido la aparición de grietas y romper o debilitar el sellado de la interfase lodo-suelo contribuyendo así con las pérdidas de P al ambiente.

García et al. (2007), por su parte, también detectaron una disminución de la concentración en profundidad, entre 92 y 213 mg.kg⁻¹ de P Bray en el estrato del suelo próximo a los lodos, a valores entre 34 y 117 mg.kg⁻¹ a los 55 cm de profundidad por debajo de ellos; los valores superficiales también fueron inferiores a los hallados en este estudio (Tabla 6). En el estudio de García et al. (2007) la laguna natural o cubeta de deflación se formó sobre el horizonte Bt de un suelo Hapludol thapto árgico de la región pampeana, y pareciera que los ciclos de humedecimiento y secado no afectaron el sellado de la interfase, dado que la laguna se encontraba en actividad cuando fue muestreada.

Observando nuevamente en particular el efecto del biofilm, pero ahora en relación a las formas de P cuantificadas, y teniendo también en cuenta el último estrato del lodo (30-40 cm) y el primer estrato del suelo (0-10 cm), el mismo interviene:

- reduciendo la transferencia de compuestos orgánicos, representados principalmente por P Total, en un 54%. Los compuestos orgánicos de gran estructura molecular son retenidos por los pequeños poros de esta delgada membrana natural.

- disminuyendo la transferencia de nutrientes, en un 46% en el caso de P H₂O y en un 24% en P Bray. Las formas lábiles de P son de menor tamaño molecular o se encuentran en forma iónica, y atraviesan con mayor facilidad los poros del biofilm, por lo que éste puede retenerlos con menor eficiencia.

Aunque el biofilm se encontraba presente, el P alcanzó el suelo por debajo de las lagunas, quedando disponible para enriquecer el manto freático cada vez que el mismo ascendiera. Mientras el biofilm regula el flujo hídrico y los compuestos que con él pueden desplazarse, el suelo compactado actúa como sumidero del agua y de los compuestos que recibe, pero tampoco es 100% eficiente, ya que no registra en los 30 cm muestreados, un descenso en la concentración de los mismos.

Es importante destacar que en el suelo subyacente a los lodos, la movilidad del P desde la fase sólida a la solución puede estar favorecida porque se satura la capacidad de adsorción de P con los ácidos orgánicos del estiércol (Øgaard, 1996), o porque las condiciones reductoras del medio permiten la disolución de los óxidos de hierro hidratados (FeOOH³⁺) por reducción del Fe³⁺ a Fe²⁺ (sección C.1.b.2.i), con la consecuente liberación del P adsorbido a estas fracciones hacia la solución (García y Iorio, 2003; Bohn et al., 1993). Por lo expuesto, este nutriente puede desplazarse bajo condiciones de alta carga orgánica, y alcanzar el flujo de agua subyacente.

C.2. Relación entre las variables cuantificadas de fósforo

En la tabla 7 se observan las funciones matemáticas que permiten caracterizar el contenido de P total a partir del contenido de P Bray y de P H₂O, y el de P Bray a partir de P H₂O en las distintas zonas analizadas: en el suelo del T.Control, en el suelo impactado por acopio de estiércol (T.Lote y T.Lagunas) y también en el lodo del T.Lagunas. En general, las funciones que ajustaron a los datos fueron seleccionadas para minimizar el cuadrado medio del error (CME), y resultaron ser funciones lineales de primer orden y funciones no lineales de tipo exponencial.

Tabla 7. Funciones matemáticas que estiman el contenido de P para las distintas zonas.

Variable estimada	Regresora	Ambiente	Función (Fc.)	N°	Valor-p
P total	P Bray	Suelo _{T.Control}	$P_{total} = 20,88 \cdot P_{Bray} + 289,40$	1	$\alpha: <0,0001; b: <0,0001; n= 54; R^2=0,49$
		Suelo _{T.Lote+T.Lagunas}	$P_{total} = 629,88e^{0,0022 \times P_{Bray}}$	2	$\alpha: <0,0001; b: <0,0001; n= 56; 4 \text{ iter.}$
		Suelo _{T.Lote}	$P_{total} = 505,51e^{0,0024 \times P_{Bray}}$	3	$\alpha: <0,0001; b: <0,0001; n= 49; 2 \text{ iter.}$
		Suelo _{T.Lagunas}	$P_{total} = 5,92 \cdot P_{Bray} + 11,63$	4	$\alpha: 0,0106; b: 0,9872; n= 7; R^2=0,76$
		Lodo _{T.Lagunas}	$P_{total} = 8,284 \cdot P_{Bray}$	5*	$\alpha: <0,0001; n= 17; R^2=0,89$
P total	P H ₂ O	Suelo _{T.Control}	$P_{total} = 88,94 \cdot P_{H2O} + 282,04$	6	$\alpha: <0,0001; b: <0,0001; n= 51; R^2=0,31$
		Suelo _{T.Lote+T.Lagunas}	$P_{total} = 20,13 \cdot P_{H2O} + 153,36$	7	$\alpha: <0,0001; b: 0,3056; n= 56; R^2=0,82$
		Suelo _{T.Lote}	$P_{total} = 636,36e^{0,01 \times P_{H2O}}$	8	$\alpha: <0,0001; b: <0,0001; n= 49; 3 \text{ iter.}$
		Suelo _{T.Lagunas}	$P_{total} = 777,58e^{0,02 \times P_{H2O}}$	9	$\alpha: 0,0146; b: 0,0034; n= 7; 3 \text{ iter.}$
		Lodo _{T.Lagunas}	$P_{total} = 22,05 \cdot P_{H2O} + 2748$	10	$\alpha: 0,0004; b: 0,0051; n= 17; R^2=0,58$
P Bray	P H ₂ O	Suelo _{T.Control}	$P_{Bray} = 3,38 \cdot P_{H2O} + 0,33$	11	$\alpha: <0,0001; b: 0,6345; n= 50; R^2=0,41$
		Suelo _{T.Lote+T.Lagunas}	$P_{Bray} = 3,54 \cdot P_{H2O} + 20,97$	12	$\alpha: <0,0001; b: 0,3315; n= 56; R^2=0,87$
		Suelo _{T.Lote}	$P_{Bray} = 3,514 \cdot P_{H2O}$	13*	$\alpha: <0,0001; n= 49; R^2=0,93$
		Suelo _{T.Lagunas}	$P_{Bray} = 6,78 \cdot P_{H2O} + 44,30$	14	$\alpha: 0,0001; b: 0,3195; n= 7; R^2=0,96$
		Lodo _{T.Lagunas}	$P_{Bray} = 2,67 \cdot P_{H2O} + 335,70$	15	$\alpha: <0,0001; b: 0,0006; n= 17; R^2=0,70$

*cero forzado. Iter.: iteraciones. $\alpha=0,05$.

En el T.Control, la estimación de P total, tanto a partir de P Bray (Fc. 1) como de P H₂O (Fc. 6), y la estimación de P Bray a partir de P H₂O (Fc. 11) fueron lineales en todos los casos, con bajos coeficientes de determinación R²: 0,49, 0,31 y 0,41, respectivamente. Suñer and Galantini (2015) también determinaron relaciones lineales entre P total y P extractable en suelos de la región pampeana, dentro de un amplio rango de características texturales.

En el suelo de las zonas de acopio de estiércol en conjunto (Suelo_{T.Lote+T.Lagunas}), la estimación de P total a partir de P Bray fue exponencial (Fc. 2); y la de P total y de P Bray cuando la variable regresora fue P H₂O (Fc. 7 y 12), alcanzó un menor CME a través de funciones lineales, con R² de 0,82 y 0,87 en cada caso. Graetz et al. (1999), en forma semejante a este estudio, hallaron relaciones lineales simples entre estas formas de P para suelos con estiércol, aunque con coeficientes R² inferiores al 0,60, por incluir los datos del suelo testigo en su análisis.

Comparando los coeficientes de las funciones lineales 6 y 7 se observa que por cada mg.kg⁻¹ de P H₂O aportado fundamentalmente por el estiércol (Suelo_{T.Lote+T.Lagunas}), la variación de P total en el suelo fue de 20,1 mg.kg⁻¹, en tanto que dicha variación en el T.Control fue 88,9 mg.kg⁻¹ de P total; esto demuestra que el estiércol estaría incorporando P extractable en agua unas 4 veces por sobre el contenido natural de un suelo, ante la misma concentración de P total. La influencia de este residuo orgánico en el ambiente altera la dinámica del ciclo del fósforo dentro del suelo, aportando una mayor proporción de las formas más disponibles y susceptibles de ser movilizadas.

Las funciones que relacionan las formas de P en el suelo afectado por estiércol en conjunto (Suelo_{T.Lote+T.Lagunas}, Fc. 2, 7, 12), fueron a su vez desagregadas en zonas oxidadas (Suelo_{T.Lote}) y reducidas (Suelo_{T.Lagunas}) para observar la influencia del medio sobre ellas.

Comparando las dos zonas (Suelo_{T.Lote} y Suelo_{T.Lagunas}), se halló que por cada 1000 mg.kg⁻¹ de P total en el T.Lote (Suelo_{T.Lote}) se encontraron 284 mg.kg⁻¹ de P Bray (Fc. 3) y 45 mg.kg⁻¹ de P H₂O (Fc. 8), 2 y 4 veces lo que se detectó en los primeros 30 cm del suelo por debajo de las lagunas (Suelo_{T.Lagunas}, Fc. 4 y 9). Se entiende así que el medio también juega un papel esencial en la dinámica de este nutriente, donde las condiciones reducidas disminuyen la tasa de degradación de los compuestos orgánicos (Delgado et al., 2008), mientras las condiciones oxidadas la favorecen, contribuyendo a una mayor proporción de especies de bajo peso molecular susceptibles de moverse. Al respecto, da Silva Galvão y Salcedo

(2009), mediante distintas extracciones, establecieron que aproximadamente el 36% del P total del estiércol era P extractable en agua, justificando así el incremento de P lábil que ellos detectaron en el suelo debido a las aplicaciones de este residuo.

Confirmando esta idea y observando ahora las funciones 13 y 14, puede decirse que por cada mg.kg^{-1} de $\text{P H}_2\text{O}$ aportado fundamentalmente por el estiércol la variación de P Bray en el suelo del T.Lote (Fc.13) fue de $3,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (similar al T.Control, $3,3 \text{ mg.kg}^{-1}$), en tanto que dicha variación en el suelo del T.Lagunas fue $6,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Fc.14), con coeficientes R^2 de 0,93 y 0,96, en cada caso. El medio oxidado de acopio de estiércol pareciera estar aportando el doble de especies de P que pueden desplazarse junto con el agua que percola que el medio reducido. Es importante recordar al respecto que las muestras fueron procesadas en seco, y tal vez, en el caso de la zona de acopio del T.Lagunas, la extracción en húmedo podría haber aportado una mayor fracción soluble de la que se reporta. También puede considerarse que si bien en un entorno con bajo potencial redox se esperaría un incremento en la concentración de P inorgánico soluble o lábil, la matriz orgánica que influye principalmente en este sistema pareciera tener una mayor relevancia, aumentando la concentración de P unido a compuestos orgánicos (Delgado et al., 2008), y explicando así el comportamiento de las especies del T.Lagunas respecto del T.Lote.

Estas relaciones matemáticas fueron asimismo ajustadas para los datos del lodo ($\text{Lodo}_{\text{T.Lagunas}}$), y en todos los casos, las funciones fueron lineales con coeficientes de 0,89 (Fc. 5), 0,58 (Fc. 10) y 0,70 (Fc. 15).

En la sección anterior (C.1) fue visto que el biofilm contribuye a reducir el ingreso de compuestos al suelo subyacente al regular el flujo hídrico, pero que no alcanza una eficiencia del 100%. En esta sección puede verse cómo afecta la disponibilidad general de los mismos en términos proporcionales. Para ello se compararon las funciones que corresponden al suelo por debajo de la interfase ($\text{Suelo}_{\text{T.Lagunas}}$, Fc. 4 y 9), y a la capa de lodo ($\text{Lodo}_{\text{T.Lagunas}}$, Fc. 5 y 10).

Así, por ejemplo, considerando el lodo, cada 3000 mg.kg^{-1} de P total se tienen 362 mg.kg^{-1} de P Bray y 11 mg.kg^{-1} de $\text{P H}_2\text{O}$ (Fc. 5 y 10), mientras en el suelo subyacente, dichas concentraciones son 505 y 68 mg.kg^{-1} respectivamente (Fc. 4 y 9). Esto significa que por debajo del biofilm, si bien la concentración de las especies lábiles se reduce (sección C.1), la proporción de las mismas respecto a P total se incrementa, en 1,4 veces el contenido de P

Bray, y en 6 veces el de P_{H_2O} . Por consiguiente, si bien el biofilm actúa como barrera ante el flujo hídrico, la presencia de una mayor proporción de fósforo extractable en agua (compuestos de P inorgánico u orgánico de bajo peso molecular) en el suelo parece indicar la vulnerabilidad del sistema ante la lixiviación de esta fracción; no obstante, también indica la capacidad del suelo frente al lodo para retenerla en un mayor grado.

C.3. Grado de saturación de fósforo

Se calculó el grado de saturación de P (GSP) para las dos zonas de acopio y para el T.Control a partir de los valores de Q_{max} obtenidos del modelo de Langmuir (Tabla 3) y de P Bray, según la ecuación 5 (Cap. 2, sección A.4.b.2). En la figura 9 se muestran los porcentajes en estratos cada 30 centímetros.

El GSP del T.Control alcanzó su valor más alto en el estrato superficial (1,6%, 0-30 cm), y se mantuvo por debajo del 1% en profundidad, mientras el GSP del T.Lote mostró altos valores desde la superficie, alcanzando un porcentaje medio de casi 170% en el estrato 0-30 cm. Casson et al. (2006) encontraron, luego de aplicar durante 8 años un máximo de 120 $tn \cdot ha^{-1}$ de estiércol bovino, un GSP de 74% en la superficie de un suelo Molisol de textura media. Esto evidencia el enriquecimiento en P derivado de la disposición de los residuos biológicos que recibió el T.Lote (también, un suelo Molisol).

Por debajo de los 90 cm, el T.Lote presentó porcentajes similares al T.Control. Este último estrato, corresponde al segundo horizonte textural (Bt2); por lo cual, el primer Bt (40-90 cm) de este perfil (además de la participación de los horizontes que se encuentran por encima de él) fue eficiente para disminuir la movilidad del fosfato (en el T.Lote). La propiedad de los horizontes Bt para frenar el desplazamiento vertical de este nutriente también fue demostrada por Nelson et al. (2005), aún estudiando suelos diferentes, con un tipo de estiércol diferente, en una región diferente y utilizando otras variables en el cálculo del GSP. Ellos determinaron en dos suelos Ultisoles de textura franca, recibiendo efluentes porcinos tratados durante más de 10 años, que el GSP había superado el 100% y el 70% hasta el primer Bt de cada uno de ellos (a los 60 y 120 cm en cada caso), y que luego, disminuía exponencialmente en profundidad a valores por debajo del 10%, como en este trabajo.

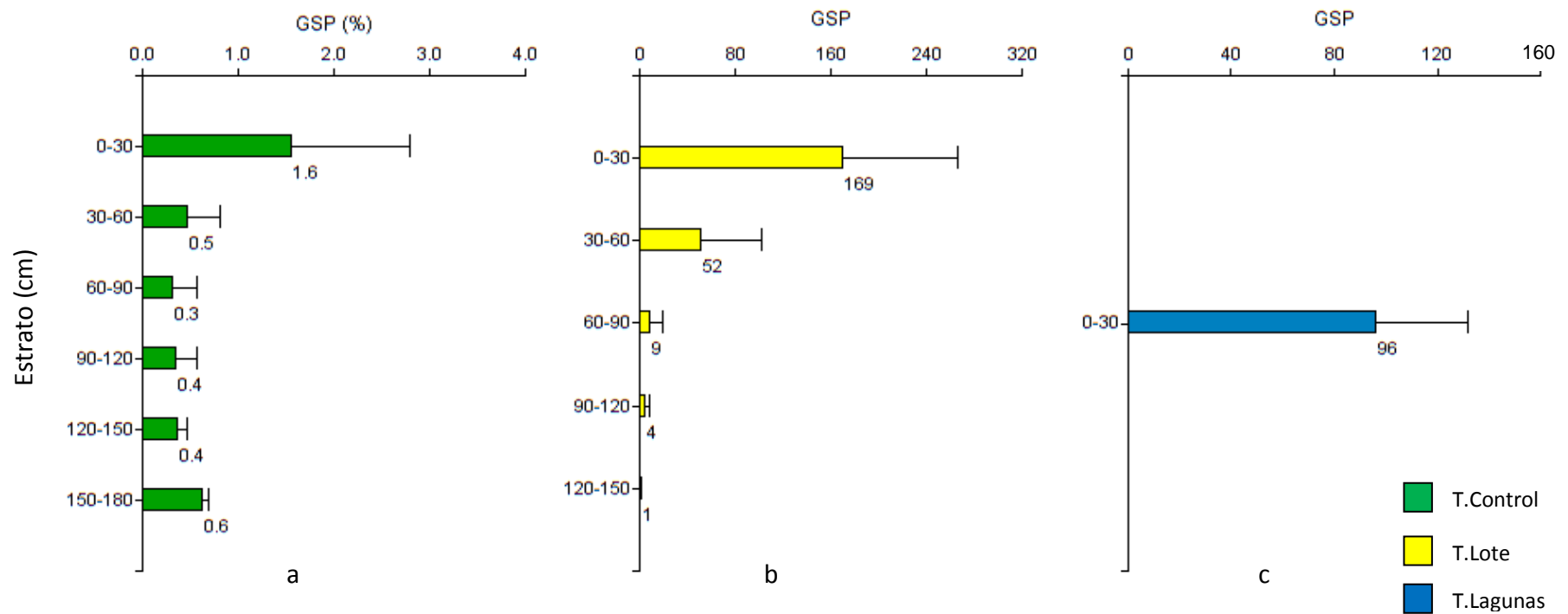


Figura 9. Grado de saturación de fósforo (GSP) en los tratamientos control-T.Control (a), lote de disposición-T.Lote (b) y en el suelo por debajo de las lagunas-T.Lagunas (c). Se presentan los valores medios junto a sus desvíos estándar. En el T.Lagunas: el estrato 0-30 indicado corresponde a los 30 cm de suelo muestreado por debajo de la interfase.

Por su parte, el suelo del T.Lagunas se caracterizó por un GSP medio cercano al 100%, reflejando condiciones de saturación con este nutriente, y la menor capacidad de retención.

Dada la relación lineal que se establece entre los datos de GSP y de P H₂O ($R^2 = 0,90$; $p < 0,0001$), se estableció una función entre el logaritmo natural de la primer variable (LnGSP) y la segunda (P H₂O), ajustable a una relación lineal en dos tramos. De la intersección entre estos dos últimos surgió el umbral a partir del cual la posibilidad de riesgo de pérdida de P H₂O al ambiente es exponencial (Figura 10).

Del análisis de la figura surge que los umbrales para este suelo Argialbol en las dos zonas bajo estudio son semejantes: 29% para la oxidada y 30% para la reducida, y corresponden a concentraciones de 26 y 2,6 mg.kg⁻¹ de P H₂O, respectivamente. Así, el suelo del T.Lote desde la superficie hasta los 60 cm y el suelo muestreado por debajo de las lagunas (Figura 9) presentan riesgo de pérdida vertical de P, que puede enriquecer el agua freática.

Estos umbrales se encontraron dentro del rango informado por otros investigadores, entre 20 y 40% (Pote et al., 1999: 20-30%; Pautler y Sims, 2000: 25-40%), para diversos tipos de suelos, tratamientos, variables cuantificadas y metodologías de cálculo.

Asimismo, resultaron semejantes a los hallados para suelos (principalmente Molisoles) enmendados con estiércol. Casson et al. (2006) informaron un umbral de 29% en la relación GSP y P soluble en agua, para suelos de Canadá que recibieron estiércol sólido bovino durante 8 años, y representaba 66 mg.kg⁻¹ de P lábil (equivalente a Mehlich-3). Laboski y Lamb (2004), aunque no pudieron detectar el umbral de GSP en relación a la concentración de P soluble, lograron determinar que cuando este índice en suelos enmendados con estiércol (de distinto origen) superaba el 26%, la energía de adsorción disminuía significativamente, incrementando así la concentración de P en solución; ese umbral representaba 60 mg.kg⁻¹ de P Bray ó 71 mg.kg⁻¹ de P Mehlich-3 (Laboski y Lamb, 2004). En este estudio, los umbrales corresponden a 91 y 62 mg.kg⁻¹ de P Bray en el T.Lote y en el T.Lagunas, respectivamente (Tabla 7, Fc. 13 y 14).

En particular, la concentración de P Bray (91 mg.kg⁻¹) que indica el umbral (29%) para el T.Lote tendió a ser superior respecto a las concentraciones de P lábil (66 mg.kg⁻¹ y 60 mg.kg⁻¹) reportadas por los autores Casson et al. (2006) y Laboski y Lamb (2004), posiblemente porque ellos estudiaron suelos anualmente enmendados, manteniendo constante el aporte de compuestos solubles de P; mientras en este trabajo, las muestras fueron recolectadas

tres años después de la última aplicación, y por lo tanto, las distintas reacciones en el suelo generaron una disminución de la fracción soluble en relación a la fracción lábil.

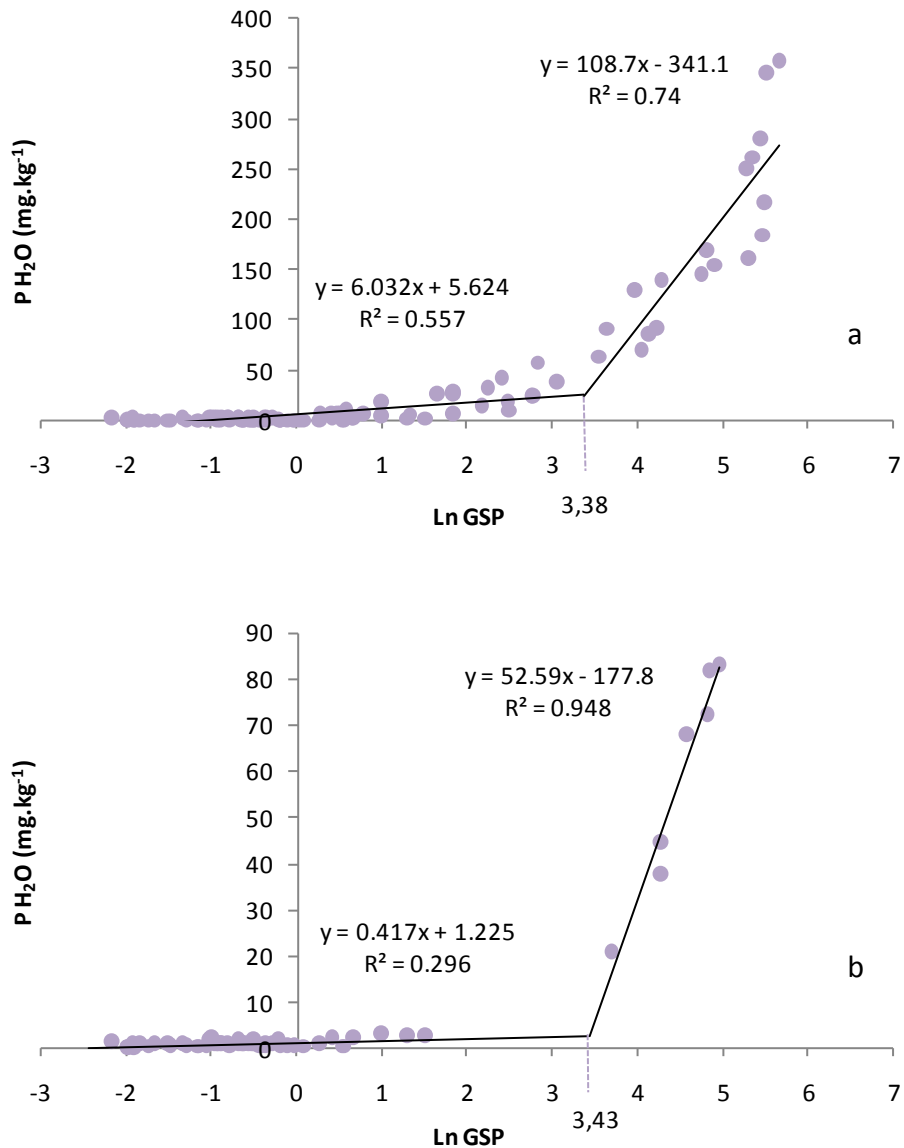


Figura 10. Relación entre logaritmo natural del GSP (%) y la concentración de P H₂O. Ajuste de los datos a una función lineal en dos tramos, donde se observa en línea punteada el punto de corte para el tratamiento Lote-T.Lote (a) y para el suelo por debajo de las lagunas-T.Lagunas (b). En ambas figuras también se utilizaron los datos del tratamiento Control.

Por otra parte, el hecho de que ambas zonas de acopio tengan un umbral semejante de GSP (29% para el T.Lote y 30% para el T.Lagunas) no significa que pierdan la misma cantidad de este nutriente, ya que la capacidad de retención de ambas es diferente.

Es conocido que la máxima capacidad de adsorción y la energía de enlace en suelos fuertemente abonados con estiércol se reducen significativamente en relación a suelos no abonados (Eghball et al., 1996; Whalen y Chang, 2002). Sin embargo, en la zona del T.Lagunas el valor de P_{H_2O} (2,6 mg.kg⁻¹) que representa el umbral es menor respecto al T.Lote (26 mg.kg⁻¹).

Este comportamiento diferencial del T.Lagunas puede ser explicado por Holford et al. (1997), quienes estudiando suelos francos a franco-arenosos hallaron que dependiendo de la cantidad de efluente (en particular, de producción porcina y de tambo) agregada al suelo, la capacidad de adsorción y la energía de enlace (k_L) de los mismos se veían disminuidas, incluso llegando a cero; al respecto, es interesante destacar que tanto el efluente bovino como el efluente porcino generan una mayor disminución en k_L y en la capacidad de adsorción que el estiércol de otros tipos de producciones (Reddy et al., 1980; Siddique y Robinson, 2003). También se ha demostrado que k_L antes que la capacidad de adsorción resultó ser más afectada debido a la aplicación de estiércol (sólido y líquido), y que largas historias de aplicación acentuaban esta tendencia (Eghball et al., 1996; Holford et al., 1997).

Holford et al. (1997) explicaron así que el desplazamiento de fosfatos no solo se debe al bloqueo de los sitios de adsorción con la cantidad del nutriente aportado con el efluente sino también a la baja fuerza de adsorción por la interacción con los aniones orgánicos provistos con él. También indicaron que los aniones orgánicos permiten la adsorción mediante la formación de complejos con cationes, y que el Fe agregado con los residuos permite crear así nuevos sitios de unión (Holford et al., 1997). Otros investigadores informaron que los aniones orgánicos del estiércol también intervienen bloqueando los compuestos intercambiables de Fe y Al por formación de complejos con ellos (Wandruszka, 2006). Por consiguiente, en un contexto anóxico, como en el T.Lagunas, la menor cantidad de sitios de adsorción, con baja o nula energía de enlace, la presencia de sitios mediados por Fe, que se reduce a Fe²⁺, y el bloqueo de cationes por ácidos orgánicos es lo que determina la baja concentración de P_{H_2O} a partir de la cual el sistema puede liberar P por lixiviación.

C.4. Estimación del desplazamiento vertical de fósforo

A partir de los resultados presentados en la sección C.1 de este capítulo, se procedió a ajustar los datos obtenidos mediante funciones matemáticas para predecir su movilidad en profundidad. La figura 11 presenta el ajuste de las funciones a los datos de P H₂O, P Bray y P total del suelo del T.Lote. En ella puede verse que la concentración de P en todos los casos siguió un desplazamiento exponencial. Al respecto, Schoumans et al. (2013) también propusieron una función exponencial, aunque estos autores evaluaron cómo disminuye en profundidad la concentración de P adsorbido.

Estas funciones permiten estimar hasta qué distancia vertical se podría haber llegado a desplazar el P, para alcanzar las mismas concentraciones mínimas reportadas en el T.Control o niveles *background* (se recuerda que no se halló el frente de avance al analizar los datos muestreados).

Por ejemplo: en el T.Control a los 150 cm (Tabla 1) las concentraciones de P H₂O, P Bray y P total fueron respectivamente 0,9, 2,54 y 302,5 mg.kg⁻¹. Aplicando las funciones ajustadas en cada caso (Figura 11), y reemplazando en la ordenada los valores del T.Control, se calculó que a los 199 cm en el caso de P H₂O, a los 209 cm en P Bray, y a los 69 cm en P total, es la profundidad a la que en teoría se habría movilizó este nutriente. De esta manera, las formas solubles y lábiles pudieron haber migrado y alcanzado los dos metros en un período de 9 años, en un suelo Molisol franco-limoso a arcillo-limoso, y en una región subhúmeda.

La ecuación para P total, no obstante, subestimó la concentración en los estratos inferiores, ya que a los 70 cm registró 471 mg.kg⁻¹, y a los 150 cm aún mantenía 443 mg.kg⁻¹ (Fig. 8-c), sin detectarse el frente de avance. Por consiguiente, estas funciones exponenciales pueden ser aplicables a las especies más lábiles, de acuerdo a los datos analizados. Eghball et al. (1996) refirieron un desplazamiento vertical real de P lábil (P Olsen) hasta los 180 cm, en un suelo Molisol de textura franco-arenosa, luego de 40 años de aplicación de estiércol como abono de cultivos en bajas dosis y en una región con bajas precipitaciones. En su estudio, explicaron que el desplazamiento de P en ese suelo no se vio afectado por reacciones de adsorción, posiblemente porque el nutriente se movilizó en formas orgánicas o en formas en que reaccionó con los compuestos orgánicos del estiércol (Eghball et al., 1996), justificando así también las profundidades calculadas en este trabajo.

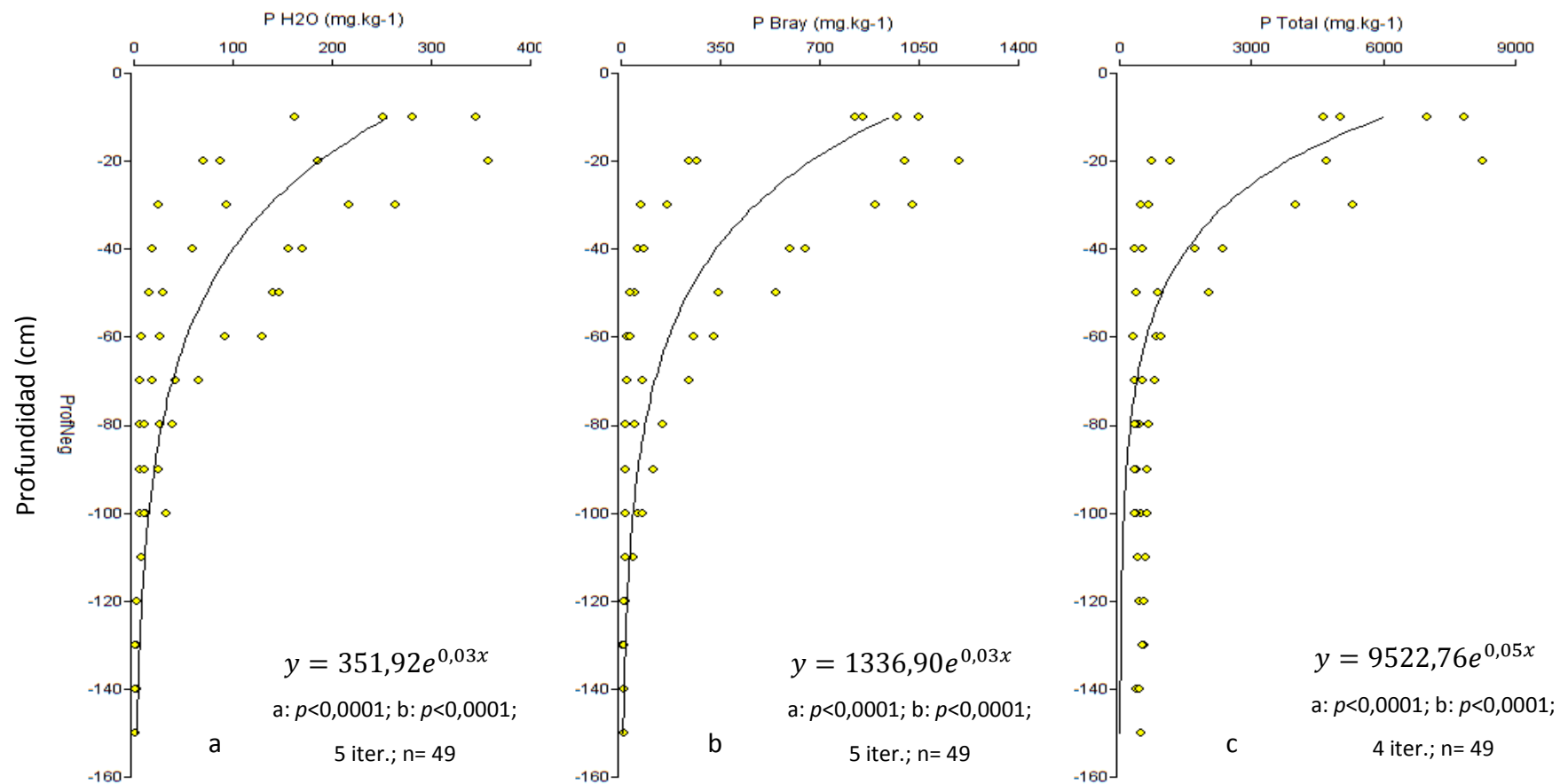


Figura 11. Ajuste de funciones matemáticas a las concentraciones cuantificadas de P H₂O (a), P Bray (b) y P total (c), en la zona de acopio de estiércol sólido (T.Lote). La variable y (ordenada) en la ecuación es la concentración; la x, la profundidad.

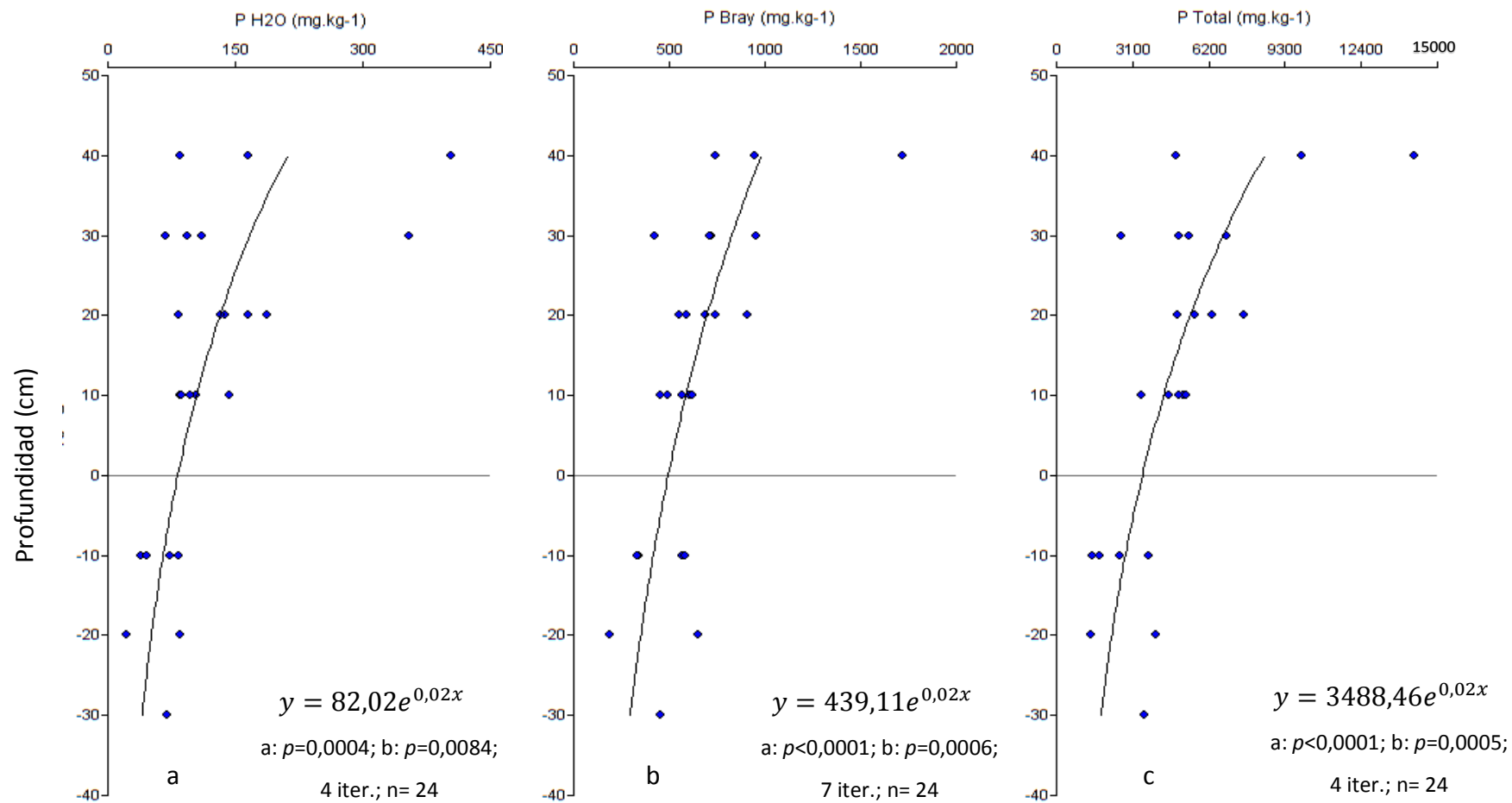


Figura 12. Ajuste de funciones matemáticas a las concentraciones cuantificadas de P H₂O (a), P Bray (b) y P total (c), en la zona de acopio de estiércol líquido (T.Lagunas). La variable y (ordenada) en la ecuación es la concentración; la x, la profundidad. El valor "0" en el eje de profundidad corresponde a la interfase lodo-suelo; valores positivos: lodo; valores negativos: suelo.

En el T.Lagunas no se cuenta con suficientes muestras de suelo en profundidad para poder establecer funciones matemáticas que permitan estimar hasta dónde se pudo haber movilizado este nutriente. Pero considerando que las concentraciones halladas provienen de la capa superior de lodo, y que desde ésta luego se continuará desplazando verticalmente, se confeccionaron gráficos teniendo en cuenta tanto los datos del lodo como los del suelo subyacente (Tabla 6); los datos y el ajuste de funciones exponenciales a los mismos se muestran en la figura 12.

De la misma manera que en la zona de acopio de estiércol sólido, se puede estimar hasta qué profundidad se podría haber llegado a desplazar el P, para alcanzar los niveles *background* del T.Control, dado que tampoco se halló el frente de avance de este nutriente en el muestreo realizado. En este caso, se tomará de ejemplo el estrato 170-180 cm (Tabla 1) del T.Control, y las concentraciones de P H₂O, P Bray y P total fueron respectivamente 0,49, 3,19 y 303,1 mg.kg⁻¹. Aplicando las funciones ajustadas de la figura 12 para cada variable, y reemplazando en la ordenada las concentraciones del T.Control, se calculó que a los 256 cm en el caso de P H₂O, a los 246 cm en el caso de P Bray, y a los 122 cm en P total (por debajo del biofilm en todos los casos), es la profundidad a la que en teoría se habría movilizado este nutriente.

Así, los fosfatos más lábiles se pudieron haber movilizado con el agua alcanzando los 4 metros por debajo de la superficie, considerando que las lagunas al menos tienen un metro y medio de profundidad hasta su base; mientras los fosfatos en compuestos orgánicos de mayor peso molecular (los que forman parte de P total) parecieran no haber alcanzado los tres metros, de acuerdo a los cálculos realizados. Si bien es una estimación teórica que requiere ser contrastada con un muestreo más profundo de suelos, estos datos indican que este nutriente ha ingresado en el agua freática, cuya nivel medio es cercano a los 4 metros por debajo de la superficie (bajo boca de pozo), oscilando entre 1,3 y 5,6 m (Cap 3., sección B.1.b).

Una forma de validar esta afirmación es mediante el análisis del agua freática. Para ello, se presentan los datos recolectados a partir de tres freatímetros linderos a las lagunas en la tabla 8, junto a los valores de referencia local (F.Control).

Tabla 8. Características del agua freática del establecimiento y valores de referencia local.

Pozo	P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)		N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)		N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)		pH	
	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío	Media	Desvío
F.1	6.09 ± 2.54	a	0.04 ± 0.03	a	6.72 ± 4.43	b	7.70 ± 0.52	b
F.2	21.42 ± 9.06	b	2.56 ± 0.87	c	0.48 ± 0.23	a	7.46 ± 0.30	ab
F.3	1.84 ± 0.99	a	0.77 ± 0.53	b	3.53 ± 1.66	ab	7.63 ± 0.47	b
F.Control	0.06 ± 0.02	a	0.17 ± 0.15	ab	0.66 ± 0.44	a	7.05 ± 0.42	a

Los datos de cada pozo resultan de las réplicas de cada año, durante tres años. F.: Freatímetro. F.1, F.2, F.3: representan los freáticos cercanos a las lagunas. F.Control: representa un freático de referencia local (datos tomados a partir de ACUMAR, para los mismos años; ACUMAR, 2020). Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El agua de los freáticos (F.1, F.2 y F.3) evidencia una tendencia a la acumulación de P soluble respecto al agua del F.Control a una profundidad similar, entre 31 y 357 veces (sólo fue estadísticamente significativo, $p < 0,05$, en F.2). De esta manera, la acumulación detectada justifica la influencia de las lagunas de almacenamiento de efluentes, dado que además de P, el agua presentó otro compuesto característico del estiércol líquido como el nitrógeno inorgánico. Tanto en su forma reducida (NH₄⁺) en F.2, como oxidada (NO₃⁻) en F.1 y F.3, por motivos que exceden este trabajo, el nitrógeno inorgánico también se vio incrementado significativamente ($p < 0,05$) en los pozos cercanos a las lagunas respecto al F.Control. El pH también dio indicios de la influencia de las lagunas, dado que registró un incremento significativo a nivel estadístico ($p < 0,05$) por sobre el F.Control, a causa del aporte de compuestos amoniacales; no obstante, dichos incrementos no fueron significativos a nivel geoquímico por ser inferiores a la unidad.

Por consiguiente, este análisis valida la estimación precedente: que el P acumulado en el T.Lagunas ha profundizado al menos, por debajo de los 4 metros de profundidad desde la superficie (bajo boca de pozo) y ha alcanzado el agua freática.

C.5. Cuantificación de la masa de fósforo acumulada

En esta sección resultó de interés estimar la masa de P que se acumuló por superficie en cada una de las zonas de acopio de estiércol. Teniendo en cuenta la concentración media de

cada estrato muestreado, la densidad aparente (Tabla 1), el espesor de los estratos, y las superficies del lote de disposición y de las cinco lagunas (Cap 3. sección B.2.b y d), se calculó la masa total de P retenida. Luego de afectar los resultados por los coeficientes de conversión de unidades, los resultados se presentan en la figura 13.

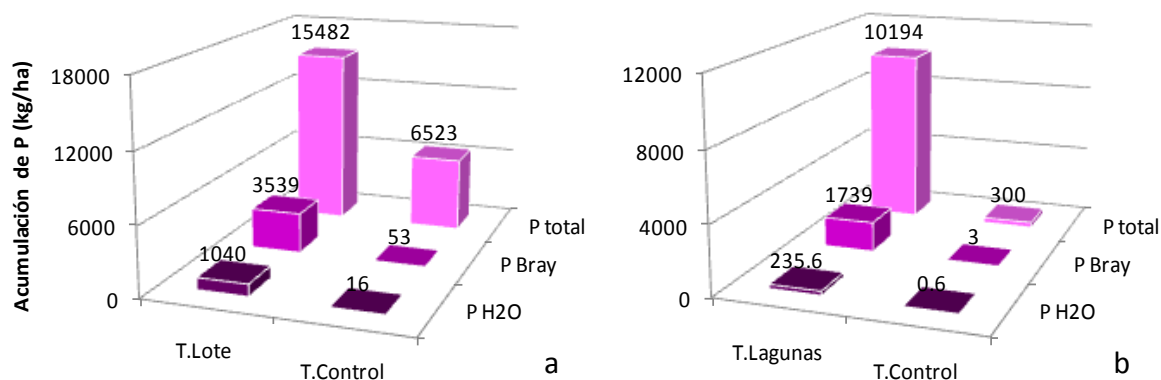


Figura 13. Masa de P acumulada (kg/ha) en el tratamiento Lote-T.Lote (a) y en el suelo por debajo de las lagunas-T.Lagunas (b). Los valores del tratamiento Control-T.Control son relativos a la misma superficie y espesor de acopio que en el T.Lote y T.Lagunas, en cada caso. Los datos de cada zona impactada son valores netos, luego de descontarles el aporte del T.Control.

En la zona de acopio de estiércol sólido (Figura 13-a) se calcularon unos $15482 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P total en los 150 cm muestreados, aportados sólo con el residuo cuando fue depositado intensa y sucesivamente sobre la superficie del suelo sin recubrir a lo largo de 9 años. De este total, $3539 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ se encontraba en forma lábil (P Bray), y de este contenido, a su vez, $1040 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ se encontraba en forma extractable con agua (las determinaciones no fueron secuenciales, sino independientes). Esto indica que en el T.Lote se acumuló 2,4 veces el valor de P total del T.Control, 67 veces el de P Bray que normalmente se encontraría en los suelos de la región, y unas 65 veces el de P H₂O.

Las mayores proporciones de P agua y P Bray calculadas en el T.Lote respecto al T.Control representan uno de los aspectos más importantes a la hora de pensar en la impermeabilización de las superficies de acopio y en el manejo racional del residuo como

abono, ya que indican qué variables poseen mayor capacidad de desplazamiento junto con el agua que se moviliza en el sistema. Sustentando esta idea, Pagliari y Laboski (2012), que realizaron extracciones secuenciales en estiércol de distintas especies animales, determinaron que la mayor proporción del P inorgánico en rumiantes se extrajo con agua y bicarbonato de sodio, indicando así la labilidad de esta fracción. Además del P inorgánico, extrajeron P orgánico, P hidrolizable (que incluye P como ADN, monoéster y fitato) y no hidrolizable enzimáticamente; e infirieron que entre el 34 y el 100% del P total del estiércol puede estar biodisponible, si el P inorgánico y el hidrolizable se los considera biodisponibles (Pagliari y Laboski, 2012).

Por otra parte, en la zona de acopio de estiércol líquido (Figura 13-b) se calcularon unos 10194 kg.ha⁻¹ de P total aportados sólo con el efluente, pero únicamente en 30 cm de suelo sin recubrir, por debajo de las lagunas. De este total, 1739 kg.ha⁻¹ se encontraba en forma lábil, y de este contenido, a su vez, 236 kg.ha⁻¹ era extractable con agua. Así, en el suelo del T.Lagunas se acumuló 34 veces la cantidad de P total que se encontraría en el T.Control, 580 veces la de P Bray, y unas 393 veces la de P H₂O. Nuevamente, el incremento de las formas lábiles y extractables en agua respecto al T.Control representa uno de los aspectos más importantes en pos de la impermeabilización de las superficies de acopio de efluentes, requiriendo esta zona prioridad frente al T.Lote dada su cercanía al agua freática.

Adicionalmente, se analizó la distribución de esta masa de P acumulada por horizontes, en forma neta (se le descontó la masa del T.Control), pero sólo en el T.Lote, y se presenta en la figura 14. En ella se observa que los horizontes que presentaron una mayor acumulación porcentual dentro del perfil fueron el A y el primer Bt, totalizando entre ambos el 85% de la masa acumulada para las tres especies químicas por igual. El 15% restante se distribuyó entre los demás horizontes.

A partir de estos análisis se destaca que el establecimiento posee una importante masa de P inhabilitada para su uso en el suelo del T.Lagunas y que entre el 24 y 40% del nutriente en el T.Lote (Figura 14) ya se encuentra inaccesible para realizar cultivos por migrar debajo del horizonte A. Asimismo, esta masa representa un recurso económico desestimado y un potencial polutante de los cuerpos de agua. El uso de recubrimientos superficiales en las zonas de acopio permite no solo proteger los entornos hídricos, sino además contener este

nutriente para luego, a partir de la gestión de su manejo, poder darle un reaprovechamiento económico y productivo, fundamental para el productor.

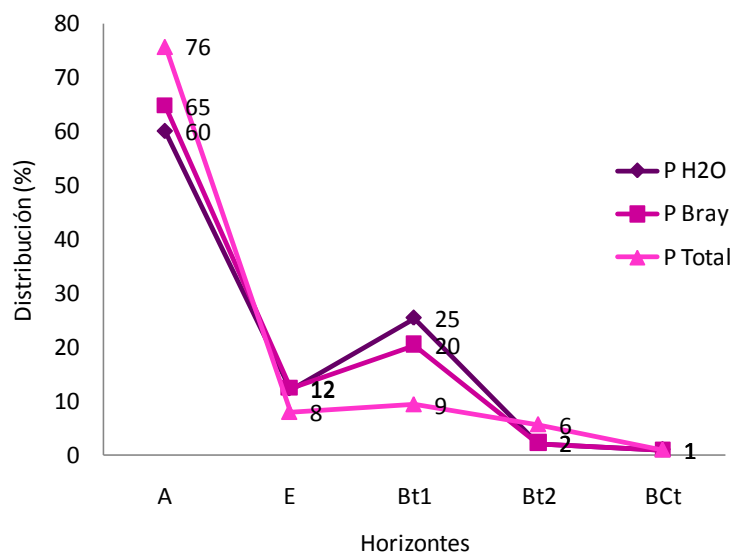


Figura 14. Distribución porcentual de la masa neta de P acumulada en el perfil del T.Lote. Los horizontes se ordenan de acuerdo a su posición en el perfil.

C.6. Índice de eficiencia relativa de retención de fósforo

En las zonas de acopio de estiércol se ha observado su desplazamiento en el perfil ante la saturación de la capacidad de adsorción del suelo (sección C.3 de este capítulo). También se ha registrado (sección C.1) y estimado (sección C.4) su profundización vertical, variable según la zona y las especies consideradas; y se cuantificó la masa acumulada en cada superficie bajo análisis y la distribución de la misma en cada horizonte (C.5).

En esta sección se procuró establecer la eficiencia relativa de retención de los distintos horizontes (A, E, Bt1, Bt2, BCt) del suelo en estudio, para luego evaluar la importancia de los horizontes Bt como base de zonas de acopio de estiércol en EEC. Este parámetro constituye un índice de riesgo del percolado, ya que permite calcular la probabilidad de que el mismo profundice o bien, permite identificar cuál es la propensión real de cada horizonte a la retención de P.

Para ello se tuvo en cuenta la masa de P acumulada por superficie, calculada en la sección anterior (C.5). Los valores de este índice se estimaron de acuerdo a la metodología de la sección B.5.b.2 de este capítulo, y se presentan para cada zona de acopio, cada horizonte y cada forma química: P H₂O (ERRP_{H₂O}), Bray (ERRP_{Bray}) y total (ERRP_{total}) en las tablas 9 y 10.

Tabla 9. Eficiencia relativa de retención de P (ERRP) de los horizontes del T.Lote

Horizonte	Profundidad (cm)	ERRP _{H₂O}	ERRP _{Bray}	ERRP _{Total}
		%		
A	0-30	60	65	76
E	30-40	31	35	33
Bt1	40-90	92	90	58
Bt2	90-140	100	96	82
BCt	140-150	-	100	100

Se puede apreciar en la tabla 9 que el horizonte A (HA) del T.Lote tiene una ERRP entre 60 y 76% del total del nutriente que ingresó al perfil para las tres especies químicas analizadas. El horizonte E, por su parte, tiene una ERRP entre 31 y 35% de la masa de P que no pudo retener el HA, demostrando así la eficiencia más baja en relación al resto de los horizontes; es decir, que es un horizonte que va a tender a dejar pasar al P con mayor facilidad en cualquiera de sus formas químicas, de acuerdo a su composición textural y físicoquímica (Tabla 1 y 2). El primer Bt tiene una eficiencia más variable, entre 58 y 92%; y el segundo Bt, alcanza entre el 82 y el 100% de ERRP de las especies químicas que ha recibido de los horizontes superiores. El último estrato (140-150 cm) fue el último considerado en el cálculo de la masa total retenida en el perfil y por ello alcanzó el 100%.

El índice marca que el horizonte A tiene una mejor ERRP_{Total} (76%) respecto a las formas más móviles (ERRP_{H₂O} y ERRP_{Bray}), dado que su actividad biológica favorece la posible transformación de los compuestos de estructuras moleculares más complejas que representan mayoritariamente la variable P total. Un comportamiento contrario se observó en los horizontes Bt1 y Bt2, que aparentan una menor menor eficiencia de retención de P

total ($ERRP_{Total}$ 58% en Bt1 y 82% en Bt2) en relación a las formas lábiles, y permiten explicar el motivo por el cual las formas orgánicas pueden movilizarse en profundidad.

Da Silva Galvão y Salcedo (2009) en un estudio de fraccionamiento de P en suelos enmendados, determinaron que en las muestras de estiércol bovino aproximadamente dos tercios de su composición era P mineral (un tercio como P soluble en agua y un tercio, P asociado a calcio) y un tercio se encontraba en formas orgánicas, en su mayoría poco lábiles. Y remarcaron, precisamente a causa de la composición del estiércol, la acumulación de las formas orgánicas en profundidad luego de la aplicación de este residuo sobre los suelos (da Silva Galvão y Salcedo, 2009). Esto puede explicar la migración y acumulación de P total (que incluye: P inorgánico, P orgánico y P residual, que en parte también es orgánico de acuerdo a los autores citados), incluso a través de los horizontes Bt, que el índice evidenció en este estudio. No obstante, estos investigadores sólo analizaron los primeros 60 cm de suelos de establecimientos que realizaron abonados anuales medios de $16 \text{ tn}\cdot\text{ha}^{-1}$, durante un período variable con un máximo de hasta 40 años, en una región semiárida, en suelos de textura arenosa a franco-arenosa. Situación diferente a la de este estudio, donde el EEC se localiza en una región subhúmeda, con un suelo de textura franco-limosa a arcillo-limosa, y con cargas sucesivas durante 9 años.

Este análisis permite apreciar la importancia de la presencia de los horizontes Bt en los suelos dispuestos como base para zonas óxicas de acopio de estiércol dentro de los EEC, especialmente en lo que respecta a las formas más móviles como las representadas por las extracciones P H_2O y P Bray ($ERRP$ entre 90 y 100%). Además, y dada la doble función del T.Lote (disposición de estiércol y producción de pasturas), se pone en evidencia la necesidad de establecer un plan de aplicación del residuo como abono, que contemple no solo las necesidades del cultivo sino también los aspectos ambientales para controlar el enriquecimiento en P de los suelos.

En el T.Lagunas también se estimó el índice, haciendo la salvedad que se lo cuantificó por estrato (la metodología de cálculo se presenta en la sección B.5.b.2). Esto se decidió considerando que se contaba con un muestreo parcial del horizonte sobre el que se asentaban, por el cual no se podía evaluar la $ERRP$ de ese horizonte completo como sí se pudo hacer en el T.Lote. Para ello, el sistema sobre el que se calculó la masa total retenida contempló los estratos del lodo y del suelo por debajo de la interfase. Esto permitió analizar

la capacidad de cada estrato para retener el nutriente en un medio con alto contenido de humedad. Los resultados se presentan en la tabla 10.

Puede observarse que los estratos del lodo tienen una ERRP entre 15 y 27% para las tres especies químicas analizadas, con un valor medio de 22% para la $ERRP_{H_2O}$, de 17,2% para la $ERRP_{Bray}$, y de 22% también para la $ERRP_{Total}$. En tanto que el suelo por debajo de la interfase, presenta de 0 a 20 cm un índice medio de 38% para la $ERRP_{H_2O}$, de 41% para la $ERRP_{Bray}$, y de 43% para la $ERRP_{Total}$, llegando al 100% a los 20-30 cm dentro del sistema considerado (Tabla 10).

Tabla 10. Eficiencia relativa de retención de P (ERRP) de los estratos del T.Lagunas

Estrato	Profundidad (cm)	$ERRP_{H_2O}$	$ERRP_{Bray}$	$ERRP_{Total}$
		%		
Lodo	0-10	19	19	23
Lodo	10-20	22	15	16
Lodo	20-30	21	16	21
Lodo	30-40	24	19	27
Suelo	0-10	33	34	32
Suelo	10-20	43	48	54
Suelo	20-30	100	100	100

Por consiguiente, se destaca que la matriz del lodo tiene una baja capacidad de retención de P, perdiendo sucesivamente cada estrato entre 78% de P H_2O y de P Total, y 83% de P Bray de la masa que recibe desde los estratos superiores. Por otra parte, el suelo se distingue del lodo, con una ERRP promedio en sus primeros 20 cm que determina una pérdida de 57% de P total, 59% de P Bray y 62% de P H_2O por estrato.

Los datos analizados permiten entender la necesidad de aplicar un recubrimiento sobre los suelos dispuestos como base de zonas de almacenamiento de efluentes en EEC, aún cuando se asienten sobre horizontes Bt. Fue visto que cualquiera de las tres especies en medios anóxicos tiene la misma posibilidad de perderse en forma vertical desde el lodo hacia el suelo, y dentro de éste último también.

Los resultados evaluados a lo largo del capítulo en relación al T.Lote y el T.Lagunas manifiestan que, si bien los horizontes argílicos del suelo (Bt1, Bt2, BCt) tienen la capacidad de reducir la transferencia de P, se hace evidente el movimiento vertical de este nutriente. Las actividades antrópicas, las condiciones climáticas, la competencia con la materia orgánica y otros aniones provistos por el estiércol, así como las condiciones reducidas y la formación de complejos de P orgánico lábil que evitan que este nutriente sea sorbido en la superficie de las partículas del suelo (Singh et al., 2001), son algunos de los factores que favorecen su disponibilidad y desplazamiento. Además, en las lagunas, la presencia de una capa o interfase lodo-suelo que no es 100% eficiente en la retención o impermeabilización, ponen en evidencia la vulnerabilidad a la contaminación por P del agua subyacente. A raíz de lo expuesto, se procedió a simular la pérdida de P desde zonas de acopio de estiércol en suelos de la región, considerando las características de sus horizontes A y Bt, y a evaluar la posibilidad que el nutriente alcance los sistemas hídricos cercanos. Los resultados se presentan en el capítulo siguiente.

CAPÍTULO 4

PÉRDIDA POTENCIAL SUBSUPERFICIAL DE FÓSFORO DESDE SUELOS REPRESENTATIVOS DE LA REGIÓN FRENTE AL AGREGADO DE ALTAS CARGAS DE ESTIÉRCOL

A. Introducción

Los suelos tienen características que condicionan la movilidad de distintos compuestos a través de ellos, como la textura, la estabilidad de los agregados, y el contenido de materia orgánica (Andriulo, 2010). El movimiento de estos compuestos a través del perfil del suelo hacia un acuífero puede producirse principalmente mediante los macroporos y a través de caminos preferenciales, como por ejemplo, las grietas de desecación (Oades, 1993; Parker et al., 1999; Havlin, 2004). La formación de éstos últimos en el suelo se debe principalmente a factores físicos generados por el humedecimiento y secado, potenciados a su vez por el contenido de arcilla de los suelos (Oades, 1993; Wagner et al., 2007). Por otra parte, la estabilización de los agregados y las paredes de los poros se debe a factores biológicos. La biota del suelo influye en forma directa, a través de los bioporos formados por las lombrices o por las raíces de las plantas; y en forma indirecta, a través de los biopolímeros y otros compuestos orgánicos generados a partir de la acción de los microorganismos y los exudados radiculares que cementan las partículas y los agregados (Oades, 1993; Wagner et al., 2007).

A.1. Factores que condicionan la movilidad del fósforo dentro del suelo

En términos generales, la bibliografía indica que la movilidad de fósforo a través del suelo presenta un comportamiento variable, en forma pulsada (Sun et al., 2018). No obstante, la magnitud de los pulsos puede variar con las características fisicoquímicas de los suelos, con las condiciones hídricas o ciclos de humedecimiento-secado y con el contenido de P presente y/o agregado (Sun et al., 2018).

A.1.a. Características fisicoquímicas

Una de las propiedades fisicoquímicas que pueden incidir en la magnitud de los pulsos es la textura. Los suelos de textura fina intervienen reduciendo dicha magnitud en dos formas principales. Por un lado, limitan la posibilidad de intercambio gaseoso, afectando a la comunidad microbiológica que participa en la descomposición de la materia orgánica, y por el otro, presentan menor flujo hídrico que los suelos de textura gruesa (Conti, 2000). Asimismo, en los suelos de textura fina, la presencia de partículas coloidales de carga superficial positiva neta, como los óxidos amorfos de hierro y aluminio, contribuyen a retener los iones fosfatos que migran en el perfil (Conti, 2000), reduciendo aún más la magnitud del pulso.

Las condiciones de óxido reducción, también influyen en la disponibilidad de fosfatos. Es sabido que en condiciones de anegamiento o anóxicas, elementos como el Fe^{3+} pasan a formas reducidas como el Fe^{2+} , formando compuestos solubles con el P, facilitando su aporte al sistema.

Otra de las características fisicoquímicas que pueden incidir en la magnitud de los pulsos es el contenido de sales y particularmente de sodio en los suelos. La conductividad hidráulica (CH) de un suelo, que incide en el flujo hídrico, y por ende, principalmente en los flujos preferenciales por los que se mueve el P, se ve afectada por el hinchamiento y la dispersión de las arcillas y de otras partículas coloidales, debido a la obstrucción de los poros (Shainberg & Letey, 1984). Con elevados porcentajes de sodio intercambiable en un suelo y una baja concentración salina, la CH disminuye debido al hinchamiento de la arcilla expandente por el sodio, siendo este proceso reversible, y más notorio en suelos con mayor proporción de esmectita (Shainberg & Letey, 1984). Pero frente a altas concentraciones salinas (alto contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+}), el Na^+ no afecta la CH dado que las sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} actúan como floculantes de las partículas, contrarrestando el efecto dispersivo del Na^+ (Mavi & Marschner, 2012).

A.1.b. Agregado de fósforo mediante residuos orgánicos

A.1.b.1. Formas de fósforo que pueden desplazarse en el sistema

La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, con el objeto de mejorar su fertilidad física, química y biológica, puede favorecer la disponibilidad de P y su posterior movilidad dentro del sistema, dependiendo de las condiciones de humedad de éste último. Safari Sinegani & Mahohi (2009) trabajando con lodos de depuradora, determinaron que los suelos incubados con este residuo presentaron un mayor contenido de P disponible, P microbiano y P soluble. Gordon et al. (2007), haciendo ensayos de aplicación de estiércol a suelos (y de fertilizantes inorgánicos también), explicaron que si bien se libera P de la biomasa microbiana, no es una fracción presente en los lixiviados, postulando su retención dentro del suelo sobre las partículas coloidales. Sun et al. (2018) encontraron que el mayor contenido medido en un suelo por aplicación de estiércol porcino, fue principalmente de origen no microbiano, confirmando lo establecido por Gordon et al. (2007). De esta manera, las principales formas que pueden desplazarse en el suelo a partir de la aplicación de estiércol es P soluble y P disponible. Asimismo, la concentración de estas formas dependen

de los distintos tipos de enmienda animal (bovino, porcino, aviar, etc.), de sus formas de aplicación (sólido o líquido), y de la composición de sus fracciones orgánicas e inorgánicas (He y Honeycutt, 2001; Griffin et al., 2003; Siddique y Robinson, 2003; da Silva Galvão y Salcedo, 2009).

El P unido a las partículas coloidales también conforma el pool de P que puede movilizarse en el ambiente. Gu et al. (2018) demostraron que luego de un período de secado, el posterior rehumedecimiento favoreció la liberación de esta fracción a la solución del suelo, de modo más significativo cuanto mayor fue el contenido de materia orgánica de los suelos. Estos investigadores también sugirieron que el P coloidal liberado es P unido a coloides ricos en materia orgánica, óxidos de Fe y Al, pero no a coloides enriquecidos en arcilla (Gu et al., 2018).

A.1.b.2. Interacción con la materia orgánica del estiércol

La mayor disponibilidad de P en suelos a partir de aplicaciones de estiércol puede ser explicada por la competencia por los sitios de adsorción sobre las partículas coloidales, entre los compuestos orgánicos (cargados negativamente) y otros aniones de P (tanto orgánicos como inorgánicos) derivados del estiércol; además podría ser el resultado de la mayor actividad enzimática que favorece y aporta el estiércol, que incrementa la tasa de degradación de los compuestos orgánicos, liberando P al sistema; y también por la modificación de la comunidad microbiológica del suelo a raíz del aporte abundante de P con este residuo, capaz de degradar la materia orgánica y solubilizar el fosfato (Sun et al., 2018).

A.1.b.3. Tiempo de interacción con la matriz del suelo

No sólo las formas de P (soluble, disponible, microbiano, coloidal), el tipo de enmienda o la interacción con los compuestos orgánicos, sino también el tiempo de acumulación y degradación de la materia orgánica en el suelo determina la magnitud del pulso de disponibilidad y movilidad de fosfatos.

El período durante el cual se descompone la materia orgánica en el suelo influye en el aporte de este nutriente al sistema. Los datos presentados por Snars et al. (2007) indican una mayor tasa de liberación de P extractable en agua en los primeros 50-70 días luego de la aplicación de estiércol al suelo, ante distintas situaciones hídricas.

El tiempo también determina las posteriores transformaciones que sufre el nutriente. Safari Sinangani & Mahohi (2009) trabajando con lodos, observaron mayores concentraciones de P soluble al inicio del ensayo, de P en la biomasa microbiana a los 20 días y de P disponible a los 90 días del mismo. Esto da cuenta del envejecimiento de las formas de este nutriente, en la medida en que se van produciendo interacciones químicas y físicas con la matriz del suelo que favorecen su adsorción y posterior menor disponibilidad, mediante la fijación y oclusión como fosfatos unidos a hierro, a aluminio y a calcio (Ahmad et al., 2018; Vu et al., 2010).

A.1.b.1. Condiciones hídricas

Este nutriente se encuentra disponible y factible de ser movilizado, no solo bajo condiciones de humedecimiento-secado sino también en condiciones de humedad constante. Snars et al. (2007), en un ensayo, determinaron que dentro del plazo de un mes a partir de una aplicación de estiércol al suelo, tanto en condiciones de anegamiento como en ciclos de humedecimiento - secado, se habían alcanzado las mayores concentraciones de P extractable en agua. Kleinman et al. (2005), trabajando con columnas de suelos no disturbados e irrigados, detectaron un aumento significativo en la concentración de P lixiviado luego de una aplicación de estiércol, principalmente como P soluble, demostrando su movilidad a través del suelo en condiciones de humedad constante.

A.2. Factores que pueden condicionar la movilidad subsuperficial del fosfato a través del suelo, hacia los recursos hídricos de la región

A.2.a.1. Hacia aguas superficiales

En cuanto al P proveniente de residuos orgánicos, se ha postulado que su lixiviación dentro del suelo no afecta directamente a la calidad del agua superficial (Kleinman et al., 2005). No obstante, teniendo en consideración todas las variables presentadas, dicha lixiviación puede afectar la calidad del agua freática que se interconecta con el agua superficial de los arroyos, especialmente en áreas como la Región Pampa Ondulada, que se caracteriza por numerosas cuencas hídricas, una amplia red hidrográfica de ríos y arroyos bien definida, y precipitaciones cercanas a los 1000 mm al año (García et al., 2015; Fleite et al., 2017).

A.2.a.2. Hacia aguas subsuperficiales

En la región Pampa Ondulada, debido a las altas precipitaciones, se presentan suelos con perfiles que se caracterizan por tener además del horizonte superficial, un horizonte subsuperficial iluvial de acumulación de arcilla (González et al., 2013; Imbellone et al., 2010). Esta característica permite reducir la tasa de infiltración del agua dentro del suelo, disminuyendo la velocidad de avance de distintas sustancias que se movilizan mediante los procesos de lixiviación y percolación.

Si bien, al menos, ese horizonte fuertemente textural característico de la región frena el flujo de agua y, por consiguiente, el avance de compuestos como el anión fosfato, el horizonte superior (horizonte A) también puede influir en la movilidad de éstos, gracias a: su espesor; a la estabilidad de los agregados mediada por su mayor contenido de materia orgánica (MO) respecto del horizonte inferior; y a la capacidad de la MO como coloide hidrofílico para retener agua y aniones mediante sus grupos funcionales, especialmente en medio ácido (Conti, 2000), entre otros aspectos. De esta manera, ambos horizontes suelen considerarse en los cálculos para estimar la vulnerabilidad específica de un acuífero a una determinada sustancia o contaminante, dado que demuestran mayor capacidad de atenuación frente a horizontes más profundos como el horizonte C (Bedmar et al., 2015).

Teniendo en cuenta los factores que condicionan la movilidad del fosfato y las características de la región en estudio, es importante monitorear la generación de pérdidas de este nutriente desde sitios afectados por actividades ganaderas intensivas, su desplazamiento dentro del suelo y su potencial impacto en los recursos hídricos. La cuantificación de la concentración de los metabolitos contaminantes permite tomar medidas de manejo preventivas y correctivas en función de evitar impactos negativos en el ambiente.

Cuando la posibilidad de cuantificación directa de esos metabolitos se dificulta, se procede a utilizar modelos de simulación que permitan predecir posibles situaciones ambientales en tiempo y espacio. Asimismo, a partir del uso de modelos de simulación se pueden inferir sobre la capacidad de acumulación y pérdida de nutrientes desde distintos suelos que se planifican destinar a actividades ganaderas intensivas (considerando

diferentes producciones animales, inclusive). De este modo, estos modelos constituyen una herramienta clave para la toma de decisiones, ya que permitirían inferir el impacto que pueden generar las distintas zonas de acopio si no se hallan impermeabilizadas (por ejemplo, zona de acumulación de efluentes y playa de compostaje de estiércol), o bien el impacto que puede generar un excesivo abonado de los suelos agrícolas, sin un apropiado plan de manejo de nutrientes. Por otra parte, el uso de modelos permitiría analizar el efecto de algunas prácticas que pudiesen realizarse para limitar o impedir la lixiviación (por ejemplo, compactar el horizonte Bt como piso de laguna). En este capítulo, con el objetivo de *“estimar la pérdida potencial subsuperficial de fósforo desde suelos con horizonte argílico hacia cuerpos de agua frente al agregado de altas cargas de estiércol, y establecer algunos aspectos a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de este residuo”*, se ha establecido la siguiente hipótesis y los objetivos específicos para ponerla a prueba:

Hipótesis:

1. Las características de los diferentes ambientes generados (con distinto nivel de humedad) por el acopio de residuos orgánicos en establecimientos de engorde a corral influyen en la movilidad de fósforo hacia los cuerpos de agua, por sobre las características fisicoquímicas propias de los suelos de la región.

Objetivos específicos:

1. Cuantificar la masa de P que pueden acumular algunos suelos representativos de la región de acuerdo a sus propiedades edáficas, como si estuviesen afectados por diferentes zonas de acopio de estiércol debido a actividades ganaderas intensivas, para luego estimar la masa que éstos pueden potencialmente perder en forma subsuperficial.
2. Analizar la dinámica de pérdida de P desde cada uno de esos suelos con horizonte argílico hacia el acuífero freático, dentro del contexto climático de la región, mediante un modelo de simulación de flujo y transporte.
3. Establecer algunos aspectos a tener en cuenta en diseño de zonas de acopio de residuos sólidos y líquidos en la región Pampa Ondulada.

B. Materiales y Métodos

B.1. Área de estudio

B.1.a. Localización geográfica y suelos en estudio

El estudio se llevó a cabo en la región Pampa Ondulada (Cap. 2, sección A.1.a).

Por un lado se tuvieron en cuenta los resultados del establecimiento estudiado en el capítulo 3 (sección B.1.a), en sus diferentes zonas de análisis, y también se consideraron otros tres suelos representativos de la región, en la provincia de Buenos Aires (Argentina), ubicados en las localidades de Marcos paz (MPa), Navarro (Nav) y San Andrés de Giles (SAG). La ubicación de las localidades, y de los sitios en estudio se ven en la figura 1 (mapa en el Cap. 2, sección A.1.a).

Según las cartas de suelos (INTA, 2009), la unidad taxonómica dominante en el sitio de muestreo en SAG es el Argiudol vértico, en MPa es el Argialbol típico (como el del EEC pero muestreado diferente, por horizonte, a diferencia del muestreo realizado en el Cap. 3 que fue cada 10 cm), y en Nav, el Natracualf típico. El rasgo característico en los tres perfiles es la presencia de un horizonte iluvial Bt fuertemente textural, que afecta el drenaje, ya que los tres son moderado a pobremente drenados y de permeabilidad lenta, pero también son de escurrimiento superficial lento de acuerdo a las escasas pendientes de la zona (entre 0 y 1%; INTA, 2009). Las unidades cartográficas donde se muestrearon los suelos poseen distintas capacidades de uso: Ilw en SAG, IVws en MPa y VIws en Nav (Klingebiel y Montgomery, 1961).

B.1.b. Caracterización climática

Los datos de precipitación y temperatura que caracterizan a la región se tomaron del SMN, y fueron presentados en el Cap. 2, sección A.1.d.

B.2. Muestreo

B.2.a. Criterio de selección de sitios donde se realizaron los muestreos de suelos

Los sitios de muestreo de los suelos de MPa, Nav y SAG fueron elegidos con el criterio de representar distintos niveles de contenido de arcilla en sus horizontes, y distintas

características físico-químicas, como el contenido de sodio y de óxidos amorfos de Fe. Es importante destacar que ninguno de éstos tres suelos fue afectado por zonas de acopio de de actividades ganaderas intensivas.

B.2.b. Diseño de muestreo

El diseño de muestreo de los suelos de MPa, Nav y SAG contempló la realización de tres puntos de muestreo en cada uno de los sitios; y de cada uno de ellos se tomaron 10 submuestras disturbadas tanto del horizonte A (HA) como del primer horizonte Bt (HBt), conformando así una muestra compuesta de cada uno de ellos. Se eligieron sólo los horizontes A y Bt porque son éstos, en general, los dos primeros y los que mostraron mayor participación en la retención de P (Cap. 3, secciones C.5 y C.6); los horizontes Bt muestreados para estos tres suelos se encontraron a menos de un metro de profundidad.

B.2.c. Extracción y acondicionamiento de las muestras

Las muestras de los suelos de MPa, Nav y SAG se acondicionaron en bolsas plásticas, todas ellas selladas herméticamente, adecuadamente rotuladas, y mantenidas a 4°C hasta llegar al laboratorio. Luego, se dejaron secar al aire, se molieron y tamizaron utilizando una malla de 2 mm de diámetro. Finalmente se las conservó en bolsas plásticas correctamente rotuladas para posteriores análisis.

B.3. Caracterización de las muestras

B.3.a. Características de los suelos de MPa, Nav y SAG

B.3.a.1. Características químicas

Si bien la elección de los sitios se fundamentó de acuerdo a la información provista en las cartas de suelo, luego de realizar el muestreo y siguiendo métodos estandarizados de laboratorio (Cap. 2, sección A.3.a.), se caracterizó químicamente cada uno de ellos para actualizar dicha información. En la tabla 11 se presentan los valores medios de los análisis.

Los suelos se caracterizan por ser no salinos y tener un pH moderado a ligeramente ácido, excepto en el suelo Nav, que es neutro en el horizonte A y fuertemente alcalino en el horizonte Bt debido a un PSI de 14% (FAO, 2009; SSDS, 2017). Además, el horizonte Bt de Nav se lo clasifica como sódico, por tener un RAS mayor a 13 (Taboada y Lavado, 2009). La

CIC en todos los casos es moderada, con moderado a alto contenido de Ca^{2+} y alto contenido de K^+ y Mg^{2+} intercambiables; a su vez, la saturación de bases entre alta a muy alta indica la fertilidad potencial de estos suelos, con una muy baja tendencia a la pérdida de bases (Hazelton and Murphy, 2007).

Tabla 11. Valores medios de las características de tres suelos representativos de la región

	MPa		Nav		SAG	
	A	Bt	A	Bt	A	Bt
pH (1:2,5)	5,5	6,1	6,8	8,8	5,8	6,2
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	359,0	156,6	347,2	455,0	272,0	281,2
CO_{WB} (%)	2,03	0,63	2,24	0,32	1,84	0,60
P Total (mg/Kg)	560,4	301,8	271,1	142,6	425,4	260,1
P Bray (mg/kg)	7,8	4,2	4,8	3,2	5,7	2,0
P agua (mg/kg)	2,9	ND	ND	ND	0,7	ND
Fe Oxalato (%)	0,28	0,10	0,10	0,08	0,20	0,16
CaCO_3Eq (%)	18,6	18,8	18,3	18,7	18,7	20,2
CIC (meq/100g)	20,6	15,9	21,7	16,3	19,1	18,9
Na^+_{int} (meq/100g)	0,2	0,7	1,0	2,3	0,2	0,2
K^+_{int} (meq/100g)	0,7	0,8	1,3	1,8	0,9	0,7
$\text{Ca}^{2+}_{\text{int}}$ (meq/100g)	9,6	8,1	11,0	4,8	10,3	8,4
$\text{Mg}^{2+}_{\text{int}}$ (meq/100g)	3,5	4,3	4,9	7,7	4,6	5,7
Suma Cationes (meq/100g)	14,0	13,9	18,2	16,6	16,0	15,1
Saturación Bases (%)	67,7	87,6	83,7	102,2	83,9	79,8
PSI (%)	1,1	4,8	4,5	14,2	1,1	1,1
RAS	1,7	6,0	6,1	18,5	1,4	1,5

ND: no detectado.

Los horizontes presentaron valores medios a bajos de carbono orgánico y de P total, y una concentración baja de P disponible (Bray 1), menor a $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, de acuerdo a los valores esperados para los suelos de la región pampeana (Heredia et al., 1997; Conti, 2000).

El contenido de Fe extractable con oxalato de amonio osciló entre 0,08 y 0,28%, acumulándose en superficie (horizontes A).

B.3.a.2. Características texturales y de composición mineralógica

Los rasgos texturales de los suelos se presentan en la tabla 12, y se observa que los horizontes A en general son franco limosos mientras que los horizontes texturales varían entre arcillo limosos a arcillosos.

Tabla 12. Clases texturales, composición de roca total y de la mineralogía de la fracción arcilla de los tres suelos en estudio

Suelo	Hor.	Textura	Análisis Semicuantitativo Roca Total							
			Qz	Pl	Afb	Amf	Illita	Esmectita	Caolinita	Total
MPa	A	FL	35	33	24	2	4,5	1,5	ND	100
MPa	Bt	AL	37	24	15	11	11	2	Tr	100
Nav	A	FL	24	44	23	4	3	2	ND	100
Nav	Bt	AL	27	34	16	10	5	8	ND	100
SAG	A	FL a FAL	41	31	8	3	12	5	ND	100
SAG	Bt	A	33	32	9	5	13	8	-	100

Hor.: Horizontes. FL: franco limosa; AL: arcillo limosa; FAL: franco arcillo limosa; A: arcillosa.

Qz: cuarzo; Pl: plagioclasas; Afb: anfíbol; Amf: amorfos; Filosilicatos: illita, esmectita y caolinita. Tr: trazas. ND: No detectado. Estimación semicuantitativa.

En la tabla 12 también se presenta la composición mineralógica. Los suelos se caracterizan por un contenido mayoritario de cuarzo, entre 24 y 41%, plagioclasas entre 24 y 44%, un contenido moderado de anfíboles, entre 8 y 24%, y un bajo contenido de compuestos amorfos (entre 2 y 11%) y de filosilicatos, entre 5 y 21%, relativo a la fracción de roca total. MPa y Nav comparten los mismos porcentajes de filosilicatos en cada uno de sus horizontes, mientras SAG presenta 3 veces en el horizonte A y 1,6 veces en el horizonte Bt, el porcentaje de filosilicatos respecto a esos mismos horizontes de los otros dos suelos, de acuerdo a sus clases texturales.

Dentro de la fracción de filosilicatos, se observa predominio de illita en todos los suelos, dado que es dominante en el loess pampeano (Iorio, 2010), y menor proporción de esmectita. Nav y SAG presentaron semejante proporción de illita entre el horizonte A y Bt, pero un contenido mayoritario de esmectita en el horizonte Bt, esta última de comportamiento expandente. Por el contrario, MPa mostró un contenido diferente de illita entre los horizontes, pero semejante porcentaje de esmectita. No obstante, en los tres suelos, el horizonte Bt se caracterizó por un mayor porcentaje de arcilla esmectita que el horizonte A. No se cuantificó el contenido de caolinita, ya que es escaso en los suelos de pradera de región templada (Orgeira et al., 2009).

B.4. Análisis de datos

B.4.a. Análisis estadístico de los datos

Los datos fueron analizados de acuerdo a lo señalado en el capítulo 2, sección A.4.a.

B.4.b. Estimaciones basadas en modelos predictivos cuantitativos

B.4.b.1. Diseño de los tratamientos

Para alcanzar el objetivo de este capítulo, se establecieron 8 tratamientos, a partir de dos factores: tipo de suelo y zona de acopio. El factor “tipo de suelo” posee 4 niveles o tipos: suelo del EEC del Cap.3, suelo de MPa, suelo de Nav, y suelo de SAG; y el factor “zona de acopio” posee 2 niveles o zonas: zona de acopio de estiércol líquido (ZAEL) y zona de acopio de estiércol sólido (ZAES).

El tratamiento control es la situación estudiada en el EEC del capítulo 3. De aquí en adelante, TC (con el factor “zona” los tratamientos serían: TC-ZAEL y TC-ZAES). Esto fue considerado dado que en ese caso de estudio, se tienen datos empíricos de concentración y pérdida de fósforo en un suelo sobre el que efectivamente se asienta un EEC, con las distintas zonas de acopio de estiércol (ZAEL corresponde al T.Lagunas y ZAES al T.Lote, en este caso), cada una de ellas caracterizadas por diferente contenido de humedad y potencial redox (Eh).

Además, ese caso de estudio provee a los términos de la simulación (que se realiza en las secciones siguientes): la infraestructura del área, las curvas de nivel (se cuenta con la carta topográfica del EEC), la ubicación de las distintas zonas de acopio y de un arroyo cercano

(para evaluar también el posible impacto sobre el recurso hídrico superficial). Asimismo, la cuenca Matanza-Riachuelo donde se ubica el EEC del Cap. 3 dispone de estadísticas en relación a los parámetros hidrológicos necesarios para llevar a cabo la simulación del flujo hídrico y del transporte del nutriente.

Los otros tratamientos consistieron en cada uno de los sitios muestreados, MPa, Nav, SAG, sobre los que no se asentó ninguna superficie de disposición de residuos orgánicos al momento de su muestreo. Esto permitió, en primer término, estimar de acuerdo a algunas características edáficas la capacidad máxima de acumular P como si fueran suelos base o piso de zonas de acopio; y en segundo término, bajo esa condición de carga máxima, simular también el transporte de este nutriente en forma subsuperficial. Con el factor “zona”, los tratamientos serían: MPa-ZAEL y MPa-ZAES; Nav-ZAEL y Nav-ZAES; y SAG-ZAEL y SAG-ZAES.

Como dos de estos suelos (Nav y SAG) fueron muestreados en zonas donde no había EEC (MPa, por el contrario, sí, pero no estaba afectado por zonas de acopio), se decidió utilizar la misma infraestructura del área, disposición de superficies de acopio, ubicación del curso hídrico y demás características hidrológicas que las del TC. Esto se fundamentó en que las cuencas a las que pertenecen los suelos de Nav y SAG, aunque diferentes (MPa pertenece a la misma cuenca que el TC), se encontraban cercanas y en la misma región geográfica que las del TC (observar la ubicación de los sitios en la Fig. 2 del Cap. 2), compartiendo incluso las formaciones hidrogeológicas donde se ubica el acuífero freático (Auge, 2004).

B.4.b.2. Cuantificación de la masa de P que puede acumularse en los horizontes A y Bt de los tratamientos

La concentración de P Bray en el TC fue informada en el Cap. 3, tanto para la ZAEL (T.Lagunas) como para la ZAES (T.Lote), mientras que en los demás tratamientos se decidió estimar dichos datos mediante algunos modelos matemáticos.

Para ello, en primer lugar se consideraron los comportamientos observados en el capítulo anterior. Dado que se demostró la movilidad de P al menos hasta el metro y medio en zonas óxicas, y podría alcanzar los 4 metros en zonas anóxicas (Capítulo 3, sección C.4) llegando al agua freática, el desplazamiento vertical de este nutriente se sustenta, en parte, en la saturación de los sitios de adsorción, como fue explicado a través del grado de saturación de P (GSP, Cap. 3, C.3).

Por consiguiente en este estudio, para estimar la máxima capacidad de adsorción (Q_{max}) de los diferentes horizontes de cada suelo, se empleó un modelo estadístico de regresión lineal múltiple a partir de parámetros químicos que lo describen. Para establecer el modelo, se tomó como referencia el suelo del TC, del cual se tienen registros en profundidad de las propiedades físico-químicas y ensayos completos de isothermas de adsorción obtenidos por el modelo de Langmuir (T.Control, Cap. 3). Aplicando un Análisis de Componentes Principales (PCA) a todos los datos, se seleccionaron las variables que tuvieran una correlación con Q_{max} superior al 50%, y a través de ellas se definieron los parámetros de dos modelos mediante análisis de regresión lineal múltiple. Cada uno de ellos permitió predecir a partir de las variables edáficas, los valores de Q_{max} del horizonte A y de los horizontes Bt (en conjunto) de ese suelo (TC). Luego de contrastar y validar los datos predichos por estos dos modelos (los detalles se presentan en el ANEXO) con los calculados por Langmuir ($p < 0,1$, $R^2 = 0,43$, $n = 9$ para el HA; $p < 0,05$, $R^2 = 0,27$, $n = 17$ para el HBt), se predijeron los valores de Q_{max} de los horizontes A y Bt muestreados de los otros tres suelos (MPa, Nav, SAG), a partir de sus características fisicoquímicas; esto se realizó considerando que los suelos pertenecen a la misma región. Se recurrió asimismo a bibliografía sobre estudios en suelos de la zona para verificar los datos predichos.

Una vez que se tuvieron los valores de Q_{max} , se procuró calcular la masa de P Bray (Cap. 3, sección B.5.b.1, Ec. 5) acumulada por horizonte (A y Bt), tanto para el TC y sus zonas de acopio, como para los otros tres suelos como si se vieran afectados por escenarios similares de disposición de estiércol.

Con este propósito, en primer término, se supuso el mismo GSP que el alcanzado en el TC (Cap. 3, sección C.3, Fig. 9), para cada horizonte y cada una de las zonas de acopio de los distintos tratamientos. Se aclara que para las ZAEL, el cálculo de la concentración de P Bray del suelo a partir del GSP se lo relacionó con el valor de Q_{max} estimado para los horizontes Bt muestreados; aunque el Bt sobre el que se asientan las lagunas puede hallarse a niveles más profundos que los Bt muestreados resultaron ser una buena aproximación para conocer el posible comportamiento de estos estratos argílicos para soportar una acumulación de estiércol líquido.

En segundo término, con la concentración de P Bray medida (TC) y calculada (MPa, Nav, SAG), se estimó la masa que potencialmente pueden retener los distintos tratamientos en

sus horizontes A y Bt. Para ello se tuvo en cuenta: la densidad aparente (para TC y MPa, datos medios de los horizontes A: $1,1 \text{ tn.m}^{-3}$ y Bt1: $1,277 \text{ tn.m}^{-3}$, no figuran en la tabla del Cap. 3; para SAG de Taboada y Álvarez, 2008 y de Rossi, 2010, HA: $1,15 \text{ tn.m}^{-3}$ y HBt: $1,25 \text{ tn.m}^{-3}$; para Nav, se calcularon a partir de modelos publicados por Rubio y Lavado, 1990, de acuerdo a las características edáficas aquí analizadas, que resultaron en HA: $1,23 \text{ tn.m}^{-3}$ y HBt: $1,28 \text{ tn.m}^{-3}$); la profundidad de los horizontes (se suponen 30 cm para todos por igual); los factores de corrección de unidades; y la superficie como si fueran lotes de disposición o lagunas de almacenamiento de efluentes (se tomaron las mismas medidas superficiales del capítulo 3, como ejemplo, secciones B.2.b y B.3.a.1).

B.4.b.3. Cuantificación de la masa de P que puede perderse en forma subsuperficial desde los tratamientos

En la sección anterior se presentó la metodología de cálculo para estimar la masa de P lábil (P Bray) que pueden acumular los horizontes (A y Bt) en cada uno de los 8 tratamientos. En esta sección se estimó la masa de P Bray que puede perderse desde cada uno de ellos.

Dadas las características que determinan una dinámica diferencial del nutriente en cada zona de acopio de estiércol (Cap. 3), es que se efectuaron los cálculos con criterios diferentes para cada una de ellas.

- En ZAES:

Considerando que los primeros horizontes de los perfiles de los suelos en estudio son el A y el Bt; que, como fue demostrado en el Cap. 3, son los que principalmente se ven afectados por las zonas de disposición de estiércol; que el primer Bt es más relevante que los subsiguientes (en el caso que los haya), dado por su mayor Q_{max} y energía de enlace (Cap. 3, Tabla 3); y que, por lo tanto, lo que no fue retenido por el primer HBt, puede seguir desplazándose en forma vertical, se procedió a cuantificar la masa total de P Bray que puede haber en un perfil de suelo afectado por acopio de estiércol sólido, para luego descontarle lo retenido en los HA y HBt. Así, el P que puede perderse del sistema resulta del total acumulado en un perfil que no es retenido por estos horizontes.

De este modo, la masa total de P Bray acumulada en el perfil de un suelo se calculó considerando que el HA y el HBt, en medios óxicos, pueden retener el 85 del 100% retenido

en el perfil, de acuerdo al TC (Cap. 3, sección C.5). Por consiguiente, del total estimado (100%), lo que se pierde es el 15%.

- En ZAEL:

Considerando que el Bt muestreado representa todo el sistema a partir del cual se estima la pérdida de P (a diferencia de ZAES, donde el sistema es el perfil); que desde este sistema se pierde continuamente P; que el suelo, a su vez, recibe permanentemente desde los lodos y efluentes; y que es un medio con una dinámica dirigida fundamentalmente por la humedad y la matriz orgánica (a diferencia de ZAES, donde la humedad no es un factor destacado), se procedió a cuantificar la masa total de P Bray que puede haber en un horizonte HBt afectado por acopio de estiércol líquido, para luego evaluar su pérdida de acuerdo a la eficiencia relativa de retención de fosfatos (ERRP).

En este medio anóxico, la masa total de P Bray que puede recibir el HBt por debajo de zonas de almacenamiento de efluentes se calculó con la ERRP media de P Bray de los estratos del lodo (17,2%); por lo tanto, si la ERRP del lodo es 17,2%, el 82,8% restante es lo que trasloca hacia el suelo). Asimismo, la pérdida hacia el entorno se estimó teniendo en cuenta la ERRP media de P Bray del suelo (41% en los primeros 20 cm) por debajo de la interfase; por consiguiente, si 41% es la ERRP del suelo, trasloca el 59% restante, de acuerdo al TC (Cap. 3, sección C.6).

B.4.b.4. Simulación del flujo de agua y del transporte de solutos para estimar la dinámica de la pérdida de P

Para estimar el transporte subsuperficial de P es necesario contar con la masa de este nutriente y el flujo de agua que lo facilite. Mientras la masa se estimó de acuerdo a la metodología propuesta en las secciones previas, en esta sección se consideraron los aspectos relacionados al flujo hídrico.

Para simular en conjunto el flujo de agua y el transporte de solutos en acuíferos se utilizó el código TRANSIN (Medina and Carrera, 1996; Medina et al., 1996), en su entorno gráfico como VISUAL TRANSIN. Este código se encuentra disponible en la página web del Grupo de Hidrología Subterránea, conformado por el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC) y por el Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC), ambos de España.

La simulación se efectuó en base al TC, de acuerdo a lo indicado en la sección B.4.b.1 de este capítulo, ya que permitió contar con la información necesaria para llevar a cabo las simulaciones en espacio, y también en tiempo. Sobre esta base, luego se modificaron los valores de los parámetros necesarios para diferenciar cada uno de suelos y zonas de acopio y obtener así la configuración del mapa de flujo subterráneo y transporte de solutos en estado transitorio para los diferentes los tratamientos.

B.4.b.4.i. Estimación del flujo de agua

La configuración del código requiere contar con algunos datos, como los relacionados al acuífero y sus características, la recarga del mismo en función del tiempo, la transmisividad, el flujo en contornos y las condiciones de goteo, entre otros aspectos.

Una vez que se contó con todas estas variables, se procedió a mallar y a configurar los parámetros hidráulicos mediante el código VISUAL TRANSIN, para obtener el mapa de flujo hídrico. La simulación, mediante el método directo, es un modelo monocapa simplificado que no tiene en cuenta los freáticos de la zona, ni las bombas a los acuíferos profundos. El gráfico del mallado y los detalles de la configuración se presentan en el ANEXO, junto al balance de masa del flujo. Los tiempos de control fueron cada 111 días, a lo largo de 23 intervalos. A continuación se destacan las variables consideradas.

A. *Recurso hídrico subsuperficial*

El agua horizontal subsuperficial que se tomó en cuenta para realizar la simulación de flujo fue la capa freática, ya que es el cuerpo de agua subterráneo más cercano a la superficie del suelo, y por ende, el más afectado por las actividades antrópicas; además, la capa freática presenta interconexiones con la base de los ríos y arroyos superficiales de la zona.

Se consideró que el acuífero freático se recarga en zonas topográficas más elevadas y se descarga en zonas de menores cotas, de acuerdo al gradiente hidráulico de la región. Así, en esta zona de llanura, donde las partes más elevadas se ubican en las lomas, la recarga del freático se produce por el aporte neto de las precipitaciones y se descarga en parte en los cursos superficiales de agua que se ubican en las posiciones más bajas del paisaje.

La recarga por precipitaciones en el área afecta directamente el nivel freático, que determina el volumen de agua que luego se va a desplazar en distintas direcciones.

Considerando que la evapotranspiración (pérdida vertical ascendente) se va a contemplar más adelante dentro del cálculo de la recarga, el agua puede perderse verticalmente hacia el acuífero Puelches mediante el acuitardo (Vives et al., 2012), y distribuirse en forma lateral en distintas direcciones. No obstante, dado que el acuitardo se encuentra a mayor profundidad y posee una baja conductividad hidráulica que representa una resistencia al ingreso de agua, y por consiguiente, reduce el flujo vertical (Auge et al., 2002; Vives et al., 2012), para realizar esta simulación se asumió que el flujo se desplazó principalmente en forma lateral por diferencia de gradiente hidráulico.

B. Cálculo de la recarga

Para el cálculo de la recarga del área del TC se realizó un balance hídrico diario en el suelo, de acuerdo a una adaptación de la metodología propuesta por Vives et al. (2012). El modelo general del balance puede ser planteado de la siguiente manera:

$$R = Pp - Qe - ETR - Alm$$

donde: R: recarga; Qe: volumen de escurrimiento; Pp: volumen de precipitación; ETR: evapotranspiración real; Alm: volumen de agua almacenada.

Para el cálculo de la recarga, se tuvieron en cuenta los datos de:

- 1- Las precipitaciones. Se consideraron los datos diarios desde 2013 hasta 2019, provistos por la Estación Meteorológica Ezeiza AERO (Lat. -34°49' Long. -58°32') del SMN (2020). La misma fue elegida por su cercanía a los sitios de muestreo. Se consideraron así los años posteriores al muestreo de las zonas del TC para predecir la movilidad de P en el tiempo. La precipitación anual media de ese período fue de 1203 mm, con un desvío de 308 mm (temperatura media anual de 16,9°C). Los datos de las precipitaciones anuales se presentan en la tabla 13.

Tabla 13. Valores de precipitación anual del período simulado 2013-2019. También se presenta el valor medio y el desvío estándar del período.

Año	Precipitación anual media (mm)
2013	772
2014	1747
2015	1441
2016	1133
2017	1077
2018	1121
2019	1134
Media	1203
Desvío	308

2- El volumen de agua que infiltra. Para conocer este dato, se siguió el método del Número de Curva (NC) del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (NRCS, 2004). A través de este método se puede estimar la fracción de la precipitación que escurre superficialmente, para luego calcular el volumen infiltrado, bajo la consideración que el agua que no escurre es la que infiltra e ingresa en el perfil del suelo.

La ecuación del método NC para calcular la esorrentía es:

$$Qe = \frac{(Pp - I_a)^2}{(Pp - I_a) + S} \quad \text{para } Pp > I_a \quad (\text{Ec. 11})$$

$$Qe = 0 \quad \text{para } Pp \leq I_a \quad (\text{Ec. 12})$$

donde: Qe: volumen de escurrimiento (en mm); Pp: volumen de precipitación (en mm); I_a: abstracción inicial (en mm); S: máxima retención potencial (en mm).

La abstracción inicial en este caso hace referencia a la intercepción por parte de los cultivos, a la infiltración al principio de una tormenta, y al almacenamiento en depresiones superficiales; esta variable no es fácil de estimar, por lo que normalmente se asume como una función de la máxima retención superficial (S), siguiendo una relación empírica (NRCS, 2004):

$$I_a = 0,2.S \quad (\text{Ec. 13})$$

Así, la ecuación para el cálculo de la escorrentía puede ser expresado en función de S como:

$$Q_e = \frac{(P_p - 0,2.S)^2}{P_p + 0,8.S} \quad \text{para } P_p > I_a \quad (\text{Ec. 14})$$

A su vez, el parámetro S se encuentra relacionado con el NC mediante la siguiente ecuación:

$$NC = \frac{25400}{254+S} \quad (\text{Ec. 15})$$

Por lo que conociendo el valor de NC, se puede despejar S, y luego el escurrimiento Q_e .

El valor de NC varía entre 0 para cuando no se produce escurrimiento y 100 para cuando todo lo que precipita, escurre. La determinación del valor de NC depende de varios factores, como la intensidad, la duración y el volumen de las precipitaciones, la condición de humedad del suelo, la densidad de cobertura y el estadio del cultivo, y la temperatura, entre otros parámetros (NRCS, 2004). Estos parámetros se denominan Condiciones de Escorrentía Antecedentes, o ARC por sus siglas en inglés. De las tres clases de ARC, se suele utilizar ARC II que indica una situación intermedia de humedad.

Específicamente, para establecer el NC se debe tener en cuenta el grupo de suelo hidrológico (para este caso se consideró el B), el uso del suelo y el tipo de labranza (cultivos, siembra directa, rotación de cultivos, que es lo que normalmente se hace en el área a nivel productivo) y la condición hidrológica (buena, por la cobertura de más de 20% de la superficie con residuos del cultivo antecesor). A partir de estos parámetros se obtuvo mediante tablas (NRCS, 2004) un NC de 72.

Despejando S de la ecuación, y con el valor de NC, se tiene que $S=98,777$ mm, y que $I_a=19,775$ mm. Con estos datos, se estimó diariamente en una planilla de cálculo la cantidad de agua que escurrió cuando la precipitación de ese día era superior a I_a . Por medio del cálculo:

$$Inf = P_p - Q_e \quad (\text{Ec. 16})$$

Se determinó el volumen de agua que infiltró (*Inf*, en mm) en el suelo.

- 3- La evapotranspiración. Del agua que ingresa al suelo, una parte puede perderse al ambiente a través de la evaporación desde el suelo o de la transpiración vegetal y otra parte constituye la reserva de agua edáfica. Para evaluar las pérdidas, se consideraron los datos diarios de evapotranspiración potencial (ETP) desde 2013 hasta 2019 provistos por la Estación Meteorológica Ezeiza AERO (Lat. -34°49' Long. -58°32') del SMN (2020). A partir de estos datos se tomó en cuenta que la evapotranspiración real (ETR) era igual a cero cuando el almacenaje de agua en el suelo era nulo, y que aumentaba linealmente hasta igualarse al valor de la ETP cuando el almacenaje se completaba (Ares et al., 2012).
- 4- La capacidad de almacenaje de agua (CA) del suelo. Para el suelo del TC se consideró una capacidad de almacenamiento de agua de 110 mm (Vives et al., 2012).
- 5- El volumen de agua que determina la recarga del acuífero freático. El agua que ingresa al suelo, una vez que completó la reserva del mismo, drena en profundidad y recarga el acuífero freático. De acuerdo a Ares et al. (2012) que citaron a Varni (2005), se realizaron algunos de los cálculos por ellos especificados para estimar la recarga.

El almacenaje de agua en el suelo se calculó como:

$$Alm = Inf - ETR \quad \text{si } \Sigma Alm < CA \quad \text{(Ec. 17)}$$

Cuando el agua que infiltró completó el almacenaje, el exceso de agua que ingresó al perfil se lo consideró en la recarga diaria del acuífero freático:

$$R = Inf - ETR \quad \text{si } \Sigma Alm > CA \quad \text{(Ec. 18)}$$

donde: Alm: volumen de agua almacenada (en mm); Inf: volumen de agua infiltrada (en mm); ETR: evapotranspiración real (en mm); Σ Alm: volumen de agua almacenada acumulada (en mm); CA: capacidad de almacenamiento (en mm); R: recarga o exceso (en mm).

C. *Caso especial: recarga para la zona de acopio de estiércol líquido (ZAEL).*

En cuanto a la ZAEL (que representaría a las lagunas de almacenamiento), se realizó también un balance hídrico diario semejante al realizado para el área, pero considerando un NC de 97 (que fue establecido por Vázquez Pugliese y García, 2013, para la superficie de corrales de engorde) para cuantificar el volumen de agua que esta zona podría recibir por escorrentía desde los corrales. A la cantidad de agua que escurrió (Q_e) cada día, se le restó la ETR (que en realidad sólo sería evaporación), y ese fue el valor considerado como recarga diaria sobre la ZAEL, según el siguiente modelo:

$$R_{ZAEL} = Q_e - ETR$$

donde: R_{ZAEL} : recarga particular de ZAEL; Q_e : volumen de escurrimiento; ETR: evapotranspiración real.

Asimismo, siguiendo con la configuración de los parámetros del código para la ZAEL, el nivel prescripto se asumió en 29,5 m (msnm, que representa la mínima base de las lagunas del TC); asimismo, se consideró la variación de los niveles en el tiempo según su recarga diaria. El coeficiente de goteo mixto se lo configuró con un valor de 0,1.

Se aclara que para la ZAES no hizo falta considerar una recarga diferente ya que presentaba la misma recarga por precipitaciones que el área del TC. La ZAEL, en cambio, no sólo recibe agua por precipitaciones, sino también por las escorrentías que recibe desde los corrales (efluentes). Por esto, se asumió una doble recarga para esta zona.

D. *Otros parámetros de configuración*

Los valores de transmisividad ($200 \text{ m}^2 \cdot \text{día}^{-1}$), coeficiente de almacenamiento (0,1) y flujo que ingresa por los contornos ($0,65 \text{ m}^2 \cdot \text{día}^{-1}$) para el acuífero freático se tomaron de Vives et al., (2012), quienes realizaron un estudio previo en la zona.

Teniendo en cuenta el desplazamiento principal del flujo hídrico, se consideró que el agua freática descarga en parte en un arroyo cercano a través del flujo base, por lo cual se consideró la condición de goteo mixto, con un valor unitario.

Utilizando la carta topográfica del área del establecimiento del TC (IGM, 1958; Escala 1:50000), se asumió un nivel prescripto para el arroyo en 27 m (msnm), y se ajustaron los niveles en el tiempo de acuerdo a los datos registrados por ACUMAR (2020).

B.4.b.4.ii. Estimación del transporte

Una vez configurado el mapa de flujo hídrico en estado transitorio, luego se incorporaron los parámetros de transporte de P para los 8 tratamientos.

Para estimar el transporte, en primer término deben considerarse una serie de parámetros como la porosidad, la dispersividad, las concentraciones externas, el espesor del acuífero, la concentración inicial del acuífero, las reacciones que intervienen, entre otros. A continuación se describen aquellos que se tuvieron en cuenta.

A- Aspectos físicos

La porosidad específica para el acuífero freático fue considerada en 20% de acuerdo a referencias bibliográficas de la zona (Vives et al., 2015), y el espesor del mismo en 12 metros.

La dispersividad del soluto depende del medio (Schulz y García, 2018) por donde circule el flujo y, a su vez, depende de la escala de trabajo (Nittmann, 2014). Al respecto, para estimar la dispersividad longitudinal (α_L) y transversal (α_T), se considera la superficie de refinamiento de malla (REF) (Nittmann, 2014), de la siguiente manera:

$$\alpha_L = \sqrt{(2 \cdot REF)} \quad (\text{Ec. 19})$$

$$\alpha_T = 0,5 \cdot \alpha_L \quad (\text{Ec. 20})$$

Si el refinamiento de malla corresponde en la escala real a 0,024 km², los factores de dispersividad resultaron en: $\alpha_L=220$ m y $\alpha_T=110$ m.

Dentro de los procesos físicos que puede sufrir este nutriente en el acuífero, puede mencionarse la difusión molecular dentro de los procesos dispersivos (ya que la velocidad del flujo es baja, y la dispersión mecánica es despreciable, Freeze & Cherry, 1979), y el retardo, a causa de las diferentes reacciones que puede sufrir a lo largo del trayecto (Schulz y García, 2018). Las reacciones de advección no son relevantes en el transporte de fosfato dado que al ser un soluto reactivo no se moviliza conjuntamente con el frente del flujo hídrico. De esta manera, se establecieron los parámetros de:

- Difusión molecular con un coeficiente de 0,02 m².día⁻¹ (Jiménez Sales, 2008).

- Retardo con un coeficiente de 0,91 para TC y MPa, 0,95 para Nav y 0,92 para SAG (para ambas zonas de acopio por igual), según la ecuación provista por el manual del código

$$Re = 1 + k_L \times DAp \left(\frac{1-\Phi}{\Phi} \right) \quad (\text{Ec. 21})$$

donde: Re: coeficiente de retardo asociado a reacciones de adsorción (adimensional); k_L : constante del equilibrio de adsorción (en $\text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$); DAp: densidad aparente (en $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); Φ : coeficiente de porosidad del acuífero (adimensional).

B- Aspectos químicos:

Muchas son las reacciones químicas que pueden sufrir los solutos a lo largo del transporte. En particular, el fosfato, al tener cargas negativas, una vez que atraviesa las primeras capas del suelo enriquecidas en compuestos orgánicos, no ve afectada su movilidad por las reacciones de adsorción-desorción (Freeze & Cherry, 1979; Eghball et al., 1996). Por eso, suele considerarse que su desplazamiento dentro de la zona freática se encuentra principalmente determinada por las reacciones de solubilidad-precipitación de los compuestos poco solubles (Freeze & Cherry, 1979).

Sin embargo, es importante considerar en el transporte de este soluto proveniente de actividades ganaderas intensivas, que no se comporta como un fosfato proveniente de fertilizantes inorgánicos, cuyo desplazamiento dentro del acuífero puede ser principalmente gobernado por reacciones de solubilidad-precipitación, como se mencionó en el párrafo anterior. Al respecto, Eghball et al., (1996) estudiando el movimiento de P en suelos franco arenosos que recibieron aplicaciones de estiércol bovino y fertilizantes inorgánicos, informaron que mientras el nutriente proveniente de los fertilizantes prácticamente no se movió más allá de un estrato de carbonato de calcio (a los 90 cm de profundidad aproximadamente) en un período de más de 40 años, el P aportado con el estiércol bovino, sí lo hizo, superando ese estrato (llegó a los 180 cm de profundidad). Los distintos compuestos del estiércol (ácidos orgánicos, cationes) que reaccionan con el P así como el P dentro la estructura de aniones orgánicos, no estarían favoreciendo la formación de precipitados de P-Ca (Harris et al., 1994 citado por Eghball et al., 1996; Eghball et al., 1996), uno de los principales sólidos que podría formarse en los acuíferos de la región; puede decirse que este comportamiento diferencial del fosfato proveniente de los residuos

bovinos lo mueve de su posición de soluto reactivo a moderado o ligeramente reactivo, favoreciendo su solubilidad.

Otras reacciones químicas que pueden influir en la solubilidad de los fosfatos es la condición de óxido reducción del medio, y los procesos de degradación bioquímica de los compuestos orgánicos (Schulz y García, 2018). Al pH del agua freática del TC (pH=7, Cap. 3, Tabla 8), la solubilidad de los fosfatos a bajas concentraciones de calcio es alta, y en condiciones reducidas, la solubilidad de los fosfatos de Fe, también (Freeze & Cherry, 1979).

Este conjunto de consideraciones es lo que permitió estimar la movilidad del nutriente en los acuíferos subterráneos mediante el código TRANSIN (Medina and Carrera, 1996; Medina et al., 1996). Asimismo, la concentración inicial del sistema se estableció en cero para toda la geometría, las concentraciones externas de las condiciones de contorno, con un valor unitario, y las concentraciones particulares en cada tratamiento, de acuerdo a lo calculado en la sección B.4.b.3. Los detalles de la configuración se presentan en el ANEXO.

B.4.b.1. Cuantificación de las pérdidas de P mediante una propuesta metodológica simple considerando la recarga hídrica y la tasa de infiltración en suelos

Con el propósito de complementar los datos obtenidos gráficamente en la simulación con el código TRANSIN (Medina and Carrera, 1996; Medina et al., 1996) por el método directo, se propuso una metodología sencilla para cuantificar las pérdidas desde cada tratamiento.

Para ello se estimó la pérdida de P de acuerdo a la recarga diaria que afecta cada zona, y a la tasa de infiltración de cada suelo y zona. Considerando que la masa de P lábil calculada en los suelos con posibilidad de perderse al entorno (sección B.4.b.3) no se moviliza en un solo día, sino que su transporte en el tiempo y el espacio depende de numerosos factores (por ejemplo, en medios óxicos el transporte se produce mediante pulsos), por consiguiente se propuso calcular la sumatoria de la tasa de pérdida diaria de fosfato (proveniente de actividades ganaderas intensivas) de la siguiente manera:

$$\sum MPDP = \frac{\frac{\text{masa}_P \text{ no retenida}}{\text{total días}}}{\text{tasa infiltración}} \quad (\text{Ec. 22})$$

donde: $\sum MPDP$: sumatoria de la masa de pérdida diaria de fosfatos ($\text{g} \cdot \text{día}^{-1}$); masa_P no retenida: masa de P Bray estimada que no se encuentra retenida en los HA y/o HBt según la zona de acopio para el total de la superficie afectada (g); total días: días totales del período

analizado (días); R diaria: recarga diaria (mm.día⁻¹); tasa infiltración: tasa de infiltración del suelo o zona (mm.día⁻¹).

C. Resultados y discusión

C.1. Masa de fósforo que potencialmente puede perderse subsuperficialmente

C.1.a. Máxima capacidad de adsorción de fósforo

Mientras la máxima capacidad de adsorción de fósforo (Q_{max}) de suelo del TC (específicamente del T.Control) fue establecida mediante ensayos de laboratorio e informada en el capítulo 3, los valores de Q_{max} de los otros tres suelos (MPa, Nav y SAG) fueron obtenidos a través de modelos matemáticos por regresión lineal, de acuerdo a la metodología propuesta en la sección B.4.b.2 de este capítulo. Los modelos así obtenidos para los horizontes A (HA) y Bt (HBt) fueron:

$$Q_{max_{HA}} = 622,65 - 43,86 \times pH - 23,44 \times CO + 0,39 \times CE \quad (\text{Ec. 23})$$

$$Q_{max_{HBt}} = 649,84 + 0,04 \times CE + 3,24 \times CIC - 0,32 \times \text{Arcilla} - 3,80 \times \text{Limo} \quad (\text{Ec. 24})$$

En el caso del HA, los parámetros que mejor correlacionaron con Q_{max} , y que por ello resultaron seleccionados para confeccionar el modelo, fueron el pH, el contenido de carbono orgánico (CO, %), y la conductividad eléctrica (CE, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Es importante aclarar que la correlación entre estas variables fue despreciable, por lo que los coeficientes reflejan el efecto específico de cada predictor sobre Q_{max} . Cabello et al. (2016) también hallaron correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre la máxima capacidad de adsorción de P con el pH y el carbono, entre otras variables analizadas en suelos de la región pampeana.

La mayor cantidad de oxhidrilos que determinan el aumento de pH (Ec. 23) generan un incremento en las cargas netas negativas sobre las partículas de suelo, que no facilitan la adsorción superficial de fosfatos (PO_4^{3-}) y reducen su capacidad de adsorción (Pose et al., 2012). Lo mismo sucede con la materia orgánica representada por el CO. Los grupos funcionales característicos de los compuestos orgánicos suelen presentar cargas netas negativas, que impactan prácticamente en la misma magnitud sobre la disminución de la

capacidad de adsorción de fosfatos que el pH (coeficientes de iguales órdenes de magnitud, 43 vs. 23). La concentración de sales, representada por la CE (Ec. 23), favorece la generación de sitios de adsorción, ya que las cargas positivas de los cationes de cambio son sitios intermediarios de adsorción no específica de los fosfatos. No obstante, su influencia positiva es menos relevante en relación a las otras dos variables (pH y CO), según su coeficiente.

En el caso del HBt, los parámetros que mejor correlacionaron con Q_{max} fueron la CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), la capacidad de intercambio catiónico (CIC, $\text{meq}\cdot 100\text{g}^{-1}$), y el contenido de arcilla y de limo (%). Mientras la CE y la CIC contribuyen a una mayor cantidad de sitios de adsorción, aportando cargas positivas, la arcilla y el limo generan el efecto contrario, dado por el aporte de cargas netas superficiales negativas de estas partículas, en semejantes magnitudes de acuerdo a los coeficientes que acompañan cada variable. Suñer and Galantini (2015) indicaron que la textura explica el 50% de la variabilidad del P extractable (Bray) en suelos de la región pampeana, el cual está estrechamente relacionado con Q_{max} .

Con estos dos modelos obtenidos (Ec. 23 y 24) a partir de los datos del TC (específicamente del T.Control del EEC, Cap. 3), se predijeron los valores de Q_{max} de los horizontes A (HA) y Bt (HBt) de los otros tres suelos en estudio, a partir de sus características edáficas. En la tabla 14 se presenta un resumen de los valores medios estimados y sus desvíos estándar para cada horizonte y cada suelo.

A nivel general, el valor medio de Q_{max} estimado (Ec. 23) para MPa en el HA ($472 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) fue 1,1 veces mayor que el de SAG ($431 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y 1,2 veces, que el de Nav ($407 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Los valores así obtenidos para los suelos de MPa y SAG (Molisoles) se asemejan al valor medio de Q_{max} ($466 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, determinado por el modelo de Langmuir,) informado por Cabello et al. (2016) para el estrato superficial (0-20 cm) de suelos Molisoles de la región pampeana. Por otra parte, Pose et al. (2010), trabajando en un suelo Natracualf típico de Buenos Aires como el de este estudio (Nav), reportaron valores de Q_{max} obtenidos mediante isotermas (y modelo de Langmuir), entre 357 y $377 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, cercanos al valor medio estimado en este estudio ($407 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Tabla 14. Estimación de la máxima capacidad de adsorción de P de los suelos en estudio.

<i>Q_{max}</i> (μg.g ⁻¹) estimado				
Suelo	H	Media	Desvío	CV (%)
MPa	A	472.2	3.7	0.78
MPa	Bt	521.4	5.1	0.98
Nav	A	407.2	4.1	1.00
Nav	Bt	704.9	4.3	0.62
SAG	A	431.2	21.6	5.00
SAG	Bt	570.1	3.5	0.62

MPa: Marcos Paz, Nav: Navarro; SAG: San Andrés de Giles. H: horizonte

Para corroborar los datos de *Q_{max}* aquí estimados, se aplicó una ecuación propuesta por otros autores a los parámetros químicos de estos suelos, y se comparó los resultados de ambos modelos. De este modo, aplicando el modelo de Cabello et al. (2016) para suelos molisoles del sur de la Región Pampeana a los parámetros del horizonte A (porque ellos trabajaron con muestras de 13 suelos de 0 a 20 cm) de MPa, Nav y SAG, se obtuvieron: valores de *Q_{max}* de 951, 579 y 795 μg.g⁻¹, respectivamente. A primera vista se observa que el modelo propuesto por estos autores sobreestima la *Q_{max}* de MPa al doble, tanto en relación a los datos obtenidos por las isotermas en laboratorio (Cap. 3, Tabla 3), como en relación al dato estimado con la ecuación 23 (Tabla 14). Y desde este punto de vista, y considerando los datos bibliográficos ya mencionados, se entiende que los valores de SAG y Nav también fueron sobreestimados, aunque Nav no sea un Molisol. Ellos utilizaron los parámetros P Bray y Fe extractado con oxalato de amonio, a diferencia de la ecuación 23, donde los parámetros fueron pH, CO y CE. Posiblemente, las mismas técnicas analíticas llevadas a cabo en los distintos laboratorios pueden dar cuenta de las diferencias observadas. No obstante, el modelo de Cabello et al. (2016) permite ordenar los suelos por la *Q_{max}* del HA del mismo modo que la ecuación 23: MPa>SAG>Nav.

Ahora, en relación a los datos estimados de los horizontes Bt (HBt) se observa que a nivel general, y de acuerdo a lo esperado, tendieron a ser superiores a los de los horizontes A en todos los casos (Tabla 14). En particular, si bien en el HA de MPa se presentaron los valores más altos de *Q_{max}* con respecto al HA de los dos suelos, en el HBt se observó un

comportamiento opuesto (Tabla 14). El dato medio de Q_{max} estimado (Ec. 24) tendió a ser más elevado en Nav ($705 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que en SAG ($570 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y éstos, a su vez, que MPa ($521 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

El valor medio de Q_{max} así estimado para el HBT de MPa se comparó con los obtenidos por Langmuir para el TC (Cap. 3, tabla 3), y fueron semejantes. Los valores más altos encontrados en Navarro (Nav) respecto a San Andrés de Giles (SAG) y Marcos Paz (MPa) se condicen con la mayor concentración de sales que presentó este horizonte (Tabla 12), evidente en la CE y la sumatoria de cationes.

Si bien, los valores analizados surgieron de estimaciones estadísticas y de cálculos, que requieren ser corroborados con ensayos de laboratorio, han resultado buenas estimaciones de acuerdo a la información bibliográfica consultada.

C.1.b. Concentración de fósforo

Una vez estimada Q_{max} para cada suelo (MPa, Nav y SAG) y cada horizonte, se procedió a calcular la concentración de P lábil (Bray) que cada uno de ellos podría acumular si fueran suelos base o piso de zonas de acopio de estiércol, despejando su valor de la ecuación del GSP, según la propuesta metodológica de la sección B.4.b.2 de este capítulo. Los resultados de las concentraciones de P así calculadas se presentan en la tabla 15. Asimismo, se recuerda que la concentración de P Bray para el TC, tanto para la ZAEL como para la ZAES se informó en el capítulo 3.

Estas estimaciones permiten entender que cada suelo de acuerdo a sus características fisicoquímicas posee diferente capacidad de acumulación de fosfatos, según la zona de acopio en que se encuentren.

En zonas de acopio de estiércol sólido (ZAES) o lotes de disposición superficial de estiércol dentro de algún sector de los establecimientos de engorde a corral (EEC), bajo un GSP de casi 170%, los suelos de MPa podrían acumular una concentración media de P Bray de $798 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; los suelos de SAG, $728 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y los de Nav, $688 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, en el primer horizonte. Mientras en el segundo horizonte, de acuerdo a los datos y modelos estimados (sección C.1.a), bajo un GSP del 52%, los suelos de Nav podrían acumular una concentración media de P lábil de $366 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; los suelos de SAG, $296 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y los de MPa, $271 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Tabla 15. Medidas resumen (media y desvío estándar -DE-) de la estimación de concentración de P Bray para tres suelos, simulando zonas de acopio de estiércol líquido (ZAEL) y sólido (ZAES).

Suelo	H	ZAES			ZAEL		
		GSP medio %	P Bray estimado mg P-PO ₄ ³⁻ .kg ⁻¹		GSP medio %	P Bray estimado mg P-PO ₄ ³⁻ .kg ⁻¹	
			Media	DE		Media	DE
MPa	A	169	798.1	6.2			
MPa	Bt	52	271.1	2.7	96	500.5	4.9
Nav	A	169	688.1	6.9			
Nav	Bt	52	366.6	2.3	96	676.7	4.2
SAG	A	169	728.6	36.4			
SAG	Bt	52	296.5	1.8	96	547.3	3.4

MPa: Marcos Paz, Nav: Navarro; SAG: San Andrés de Giles. H: horizonte.

En ZAEL, como las que se presentan en los EEC en los sectores donde se asientan las lagunas de almacenamiento de efluentes, bajo un GSP de casi 100%, los suelos de Nav podrían acumular una concentración media de P Bray de 677 mg.kg⁻¹; los suelos de SAG, 547 mg.kg⁻¹ y los de MPa, 500 mg.kg⁻¹.

Por consiguiente, si bien estos valores surgen de cálculos y estimaciones, que requieren ser corroborados con situaciones experimentales, permiten tener una idea de la capacidad de acumulación, pero a la vez, de la potencialidad para enriquecer el ambiente, ya que en todos los casos el GSP utilizado superaba ampliamente el umbral (29-30%, Cap. 3, sección C.3) a partir del cual se incrementan las pérdidas de P.

C.1.c. Masa de fósforo que potencialmente puede movilizarse

Una vez medida (en TC) y calculada (en MPa, Nav y SAG) la concentración de P Bray de cada tratamiento, se procedió a estimar la masa que potencialmente podrían acumular y la que podrían perder en una determinada área, de acuerdo a la metodología indicada en las secciones B.4.b.2 y B.4.b.3, para luego simular su movilidad hacia el acuífero freático en las

secciones subsiguientes. Los resultados para cada tratamiento se presentan en las tablas 16 y 17.

A partir de los cálculos realizados se estableció la masa de P Bray que no es retenida por los horizontes A y Bt en los tratamientos con ZAES (Tabla 16), y que puede lixiviarse desde los suelos hacia el entorno: 4353 kg en Nav (Natracualf), 4050 kg en MPa (Argialbol), 3999 en SAG (Argiudol), y 3408 kg en TC (Argialbol).

Tabla 16. Masa estimada de P Bray en los tratamientos con ZAES en suelos de la región

Suelo	H	P Bray*	D.Ap.	Prof.	Sup.	Masa	Masa	Masa	Masa
							A + Bt	perfil	lixiviable
		mg.kg ⁻¹	tn.m ⁻³	m	m ²	kg	(85%)	(100%)	(100%-85%)
							kg	kg	kg
TC	A	708.5	1.1	0.3	62500	14613	19312	22720	3408
	Bt	196.3	1.277	0.3	62500	4699			
Mpa	A	798.1	1.1	0.3	62500	16460	22952	27002	4050
	Bt	271.1	1.277	0.3	62500	6492			
Nav	A	688.1	1.23	0.3	62500	15869	24667	29020	4353
	Bt	366.6	1.28	0.3	62500	8798			
SAG	A	728.6	1.15	0.3	62500	15711	22660	26658	3999
	Bt	296.5	1.25	0.3	62500	6948			

* Concentraciones de TC de la Fig. 8b, Cap. 3 (datos de los estratos 40-60 cm), y de MPa, Nav y SAG de la tabla 15. H: horizonte. D.Ap.: densidad aparente. Prof.: profundidad. Sup.: superficie.

Un análisis que también puede hacerse a partir de estos datos es que en zonas de acopio de estiércol sólido (pueden ser superficies tanto de abonado como de apilamiento no impermeabilizadas), el suelo de Nav (Natracualf) presentaría una tendencia hacia una mayor acumulación de P que los Molisoles en estudio. Al respecto, se ha informado que efectivamente los suelos alcalinos con aplicaciones de estiércol a largo plazo permiten acumular este nutriente principalmente en formas lábiles (Wandruszka, 2006). Asimismo, el contenido de arcilla esmectita y de Na⁺ de Nav (Tablas 11 y 12) que favorecen la expansión

de los minerales del suelo y la obstrucción de poros, reduciendo así su conductividad hidráulica, contribuyen a una mayor retención de P que los demás suelos analizados, dado que impiden el flujo vertical del agua, en condiciones de alto porcentaje de humedad. No obstante, esa capacidad de acumulación, se puede transformar también en capacidad de pérdida al sistema, ya que los suelos con alta RAS y baja CE, como en este caso en el horizonte Bt (Tabla 11), tienen mayor tendencia a perder P por lixiviación, dado que el P débilmente adsorbido se vuelve más lábil (Curtin et al., 1992). Considerando que el suelo de Nav suele encontrarse en posiciones bajas del paisaje (INTA, 2009), donde el nivel freático se halla próximo a la superficie, esta alta capacidad de acumulación de P debe ser considerada con cuidado al momento de planificar la instalación de un EEC.

Los Molisoles, por su parte, aunque con aparente menor capacidad de acumulación de fosfatos respecto al suelo de Nav, al ubicarse en posiciones de media loma o loma (INTA, 2009), suelen ser suelos más profundos y con un nivel freático más distante de la superficie, favoreciendo así la protección de los cuerpos de agua subsuperficiales. El suelo de MPa y el de SAG presentaron semejante capacidad de acumulación de P Bray, aunque presentaron distintos contenidos de arcilla.

En la tabla 17 se observa la masa de P Bray que no es retenida por el horizonte Bt de los tratamientos con ZAEL, y que puede ser lixiviada hacia el agua freática. Los cálculos indicaron que dichas masas resultaron ser: 3911 kg en Nav (Natracualf), 3412 kg en SAG (Argiudol), 3288 kg en MPa (Argialbol), y 3072 kg en TC (Argialbol).

Aunque el horizonte Bt de Navarro, nuevamente, pareciera presentar una mayor capacidad de retención de fosfatos respecto al horizonte Bt de SAG, MPa y TC (Molisoles), en un ambiente reducido la acumulación de formas lábiles, como fue analizado en el capítulo 3, puede ser perjudicial dado que pueden ser más fácilmente lixiviables en profundidad; por lo tanto, tendría un comportamiento semejante al HBt de los Molisoles.

De esta manera, estos suelos con horizonte argílico parecerían no ser adecuados, para ser considerados piso no impermeabilizado de zonas de acopio de estiércol líquido.

Tabla 17. Masa estimada de P Bray en los tratamientos con ZAEL en suelos de la región

Suelo	H	P Bray*	D.Ap.	Prof.	Sup.	Masa	Masa lixiviable lodo (82.8%)	Suelo + lodo	Masa lixiviable suelo (59%)
		mg.kg ⁻¹	tn.m ⁻³	m	m ²	kg	Kg	kg	kg
TC	Bt	438.7	1.277	0.3	15500	2605		5207	3072
Mpa	Bt	500.5	1.277	0.3	15500	2972		5574	3288
Nav	Bt	676.7	1.28	0.3	15500	4028		6629	3911
SAG	Bt	547.3	1.25	0.3	15500	3181		5783	3412
Lodo		724.00	0.70	0.4	15500	3142	2602		

* Concentraciones de P Bray de TC de la tabla 6, Cap. 3 (dato medio de los estratos por debajo de la interfase), y de MPa, Nav y SAG de la tabla 15; Concentración de P Bray del lodo de la la tabla 6, Cap. 3 (dato medio de los estratos por encima de la interfase). H: horizonte. D.Ap.: densidad aparente. Prof.: profundidad. Sup.: superficie.

C.2. Dinámica de la pérdida de P hacia el acuífero

C.2.a. Distribución espacio-temporal de las pérdidas mediante modelos de simulación de flujo y transporte

C.2.a.1. Simulación del flujo hídrico

Para proyectar el desplazamiento de P en el ambiente, a partir de los distintos tratamientos, y ante el escenario climático de la región, en primer término se procedió a simular el flujo hídrico; los datos necesarios para ello fueron obtenidos a partir del TC, de acuerdo a lo indicado en la sección B.4.b.1.

Así, el flujo hídrico en estado transitorio fue simulado con el código TRANSIN (Medina y Carrera, 1996; Medina et al., 1996), en su interfaz gráfica (VISUAL TRANSIN), según la metodología indicada en la sección B.4.b.4.i. Previamente, se calculó la recarga sobre el área y sobre la ZAEL, para el período 2013-2019; este período posterior al 2013 (momento en que fue muestreado el TC), fue seleccionado para que refleje realmente la distribución de la masa de P empíricamente analizada hacia el ambiente, a partir de las zonas de acopio. La

figura 15 muestra la geometría simplificada del área, donde se observan las zonas de acopio de estiércol líquido – ZAEL (T.Lagunas del Cap. 3) y de estiércol sólido – ZAES (T.Lote, Cap. 3), y el arroyo cercano.

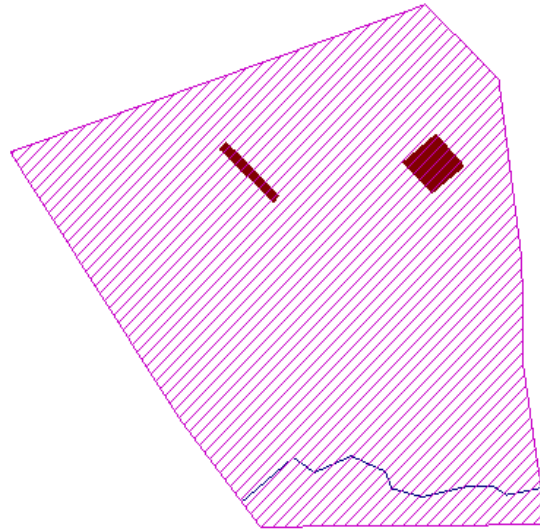


Figura 15. Imagen de la geometría del área. Rectángulo: ZAEL (zona de acopio de estiércol líquido); Cuadrado: ZAES (zona de acopio de estiércol sólido). Línea azul: Arroyo.

Algunas de las imágenes del flujo transitorio simulado para el TC pueden observarse en la figura 16-a y 16-b. En ella se aprecia que el nivel freático fluctuó entre 27,2 y 30,2 msnm (en adelante, m), llegando cerca de la superficie (31 msnm según carta topográfica) en épocas de elevadas precipitaciones. La variación en los niveles freáticos así obtenidos gráficamente se corresponde con la de los datos de referencia medidos por ACUMAR (2020) para el mismo período 2013-2019, en un pozo cercano al EEC del TC.

Los valores de precipitación anual media de la región alcanzaron los 1020 mm para el período 1981-2010 (Cap. 2, sección A.1.d), sin embargo, durante este período se registró un incremento promedio del 18% por sobre la media (Tabla 13). Los años 2014 al 2019 presentaron una precipitación superior a la media (los valores variaron desde 1077 a 1747 mm); sólo el 2013 fue inferior (772 mm). La condición hídrica en el período simulado para la región fue un escenario altamente favorable para evaluar la movilidad de fosfatos, por lo cual se decidió no realizar otras simulaciones ante menores precipitaciones.

La ZAEL y la zona circundante al arroyo son las que presentaron mayores variaciones en sus niveles en función de la recarga y de los coeficientes de goteo que afectaron a cada uno de ellos durante el período analizado. Se aclara asimismo que dada una dificultad en el mallado no se pudo ajustar con precisión durante la configuración del modelo las cotas de nivel del arroyo, por lo cual, en determinadas imágenes, se muestra con un mayor nivel freático, incluso que las lagunas.

A partir de esta configuración, se procedió a proyectar la dinámica de fosfatos desde los distintos tratamientos en la próxima sección.

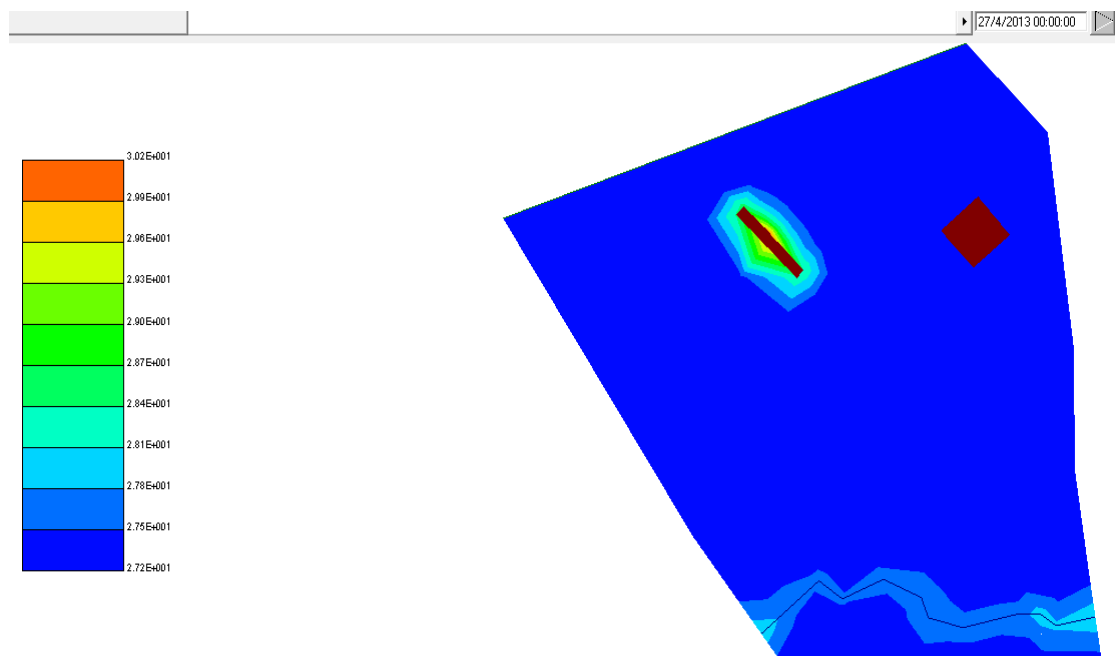


Figura 16a. Simulación de flujo hídrico en estado transitorio. Período simulado desde el 2013 al 2019. En esta imagen se observa la ubicación de las ZAEL y ZAES, y del arroyo del TC.

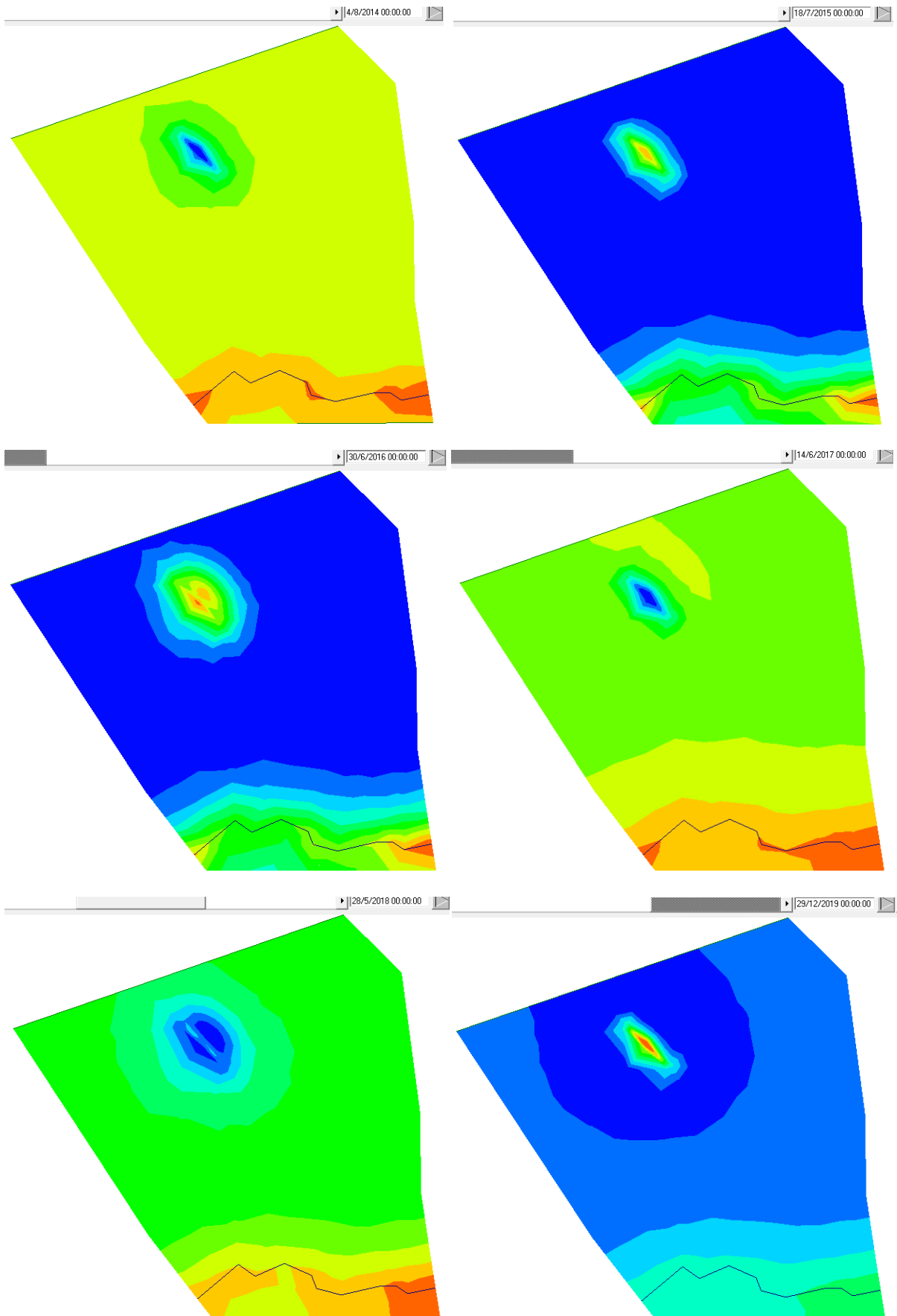


Figura 16b. Simulación de flujo hídrico en estado transitorio (continuación).

C.2.a.2. Simulación del transporte de fósforo

Una vez configurado el flujo del agua freática en estado transitorio mediante el código VISUAL TRANSIN, se procedió a simular el transporte de P en los distintos tratamientos. Para ello, primeramente se ajustaron los parámetros según lo indicado en la sección B.4.b.4.ii, y se logró así la simulación de la dinámica espacio-temporal de la masa de P que puede perderse desde cada suelo, afectado por distintas situaciones de disposición de estiércol (sección C.1), a lo largo de 7 años.

Los parámetros que variaron entre zonas y suelos fueron las masas de P calculadas por superficie (sección C.1) y también el factor de retardo, que varió sólo entre suelos.

Del período simulado, se eligieron mostrar las imágenes del:

- 2013 por presentar un escenario con precipitaciones (772 mm) por debajo de la media (1020 mm), un 24% menos (Tabla 13).
- 2014 por presentar un escenario con precipitaciones (1747 mm) por encima de la media (1020 mm), un 71% más.
- 2016 por ser la mediana de la serie considerada, con 1133 mm.

En la figura 17 (*a, b, c*) se presenta el transporte en una situación de ascenso en los niveles freáticos dentro de la simulación realizada, para los años 2013 (17-*a*), 2014 (17-*b*) y 2016 (17-*c*), en los cuatro suelos (TC, MPa, Nav, SAG). En la figura 18 (*a, b, c*) se muestran los mismos años pero en una situación de descenso en los niveles freáticos.

Lo primero que se destaca entre las dos figuras (17 y 18), a nivel general en los suelos, es que el ascenso en los niveles freáticos permite la dilución de la masa contaminante en la ZAEL (representaría a las lagunas de almacenamiento de efluentes), dado que las concentraciones observadas en las imágenes de la figura 17 fueron menores a las de la figura 18.

A nivel particular se observó, sólo en el caso de las ZAEL, una variación en la distribución de la masa contaminante de acuerdo a la condición climática. Dado que las concentraciones de P Bray se presentan en forma de rangos (se observa en las leyendas de las imágenes), se decidió, por tanto, mostrar en la tabla 18 los porcentajes relativos al valor configurado para cada suelo en las ZAEL (Tabla 17), para un mejor análisis. De esta manera, se halló que mientras el nivel freático se encuentra en ascenso, la dinámica de la pérdida de P depende

de las precipitaciones (mayor ingreso de agua, mayor distribución de P), en tanto que cuando se encuentra en niveles más bajos, la distribución de la pérdida de este nutriente no se ve afectada por las mismas, ya que todos los suelos presentaron un semejante intervalo de pérdida cada año (Tabla 18).

Tabla 18. Pérdidas relativas de P Bray (intervalos de porcentajes relativos al valor configurado) de las figuras 17 y 18 para los años de menores (2013), medianas (2016) y mayores (2014) precipitaciones, en dos condiciones de nivel freático (alto y bajo), para cada suelo en la zona de acopio de estiércol líquido (ZAEL)

Suelo	Pérdidas relativas de P Bray (%)											
	Nivel freático alto						Nivel freático bajo					
	2013		2016		2014		2013		2016		2014	
Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	
TC	10,4 - 41,6	10,4 - 52,0	10,4 - 20,8	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	
Mpa	11,5 - 34,6	11,5 - 57,7	11,5 - 23	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	11,5 - 92,4	
Nav	10,4 - 41,6	10,4 - 52,0	10,4 - 20,8	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	10,4 - 93,6	
SAG	11,0 - 32,9	11,0 - 54,9	11,0 - 22	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	11,0 - 87,8	

Puede verse particularmente que ante un semejante ascenso en el nivel freático (Fig. 17-*a* y 17-*b*), con valores entre 29,3 y 29,6 m, el año de menores precipitaciones (2013, Fig. 17-*a*) se produjo una menor dilución de la masa contaminante respecto al año de mayores precipitaciones (color celeste más visible, 2014, Fig. 17-*b*). Así, en el 2013 los porcentajes para los cuatro suelos variaron entre 10 y 42%, mientras que en el 2014, entre 10 y 23% destacando el efecto dilución de este último. En el año 2016, donde se produjo una situación intermedia en el volumen de las precipitaciones caídas (Fig. 17-*c*), no se observó la misma tendencia en la concentración de fosfatos, que varió entre 10 y 58%. Posiblemente el menor nivel freático (entre 27,2 y 27,5 m) respecto a los otros dos escenarios climáticos, diluyó en menor grado las concentraciones respecto del 2014; se aclara que de las tres simulaciones que TRANSIN realizó para ese año, ese fue el nivel más alto dentro de los tiempos de control establecidos.

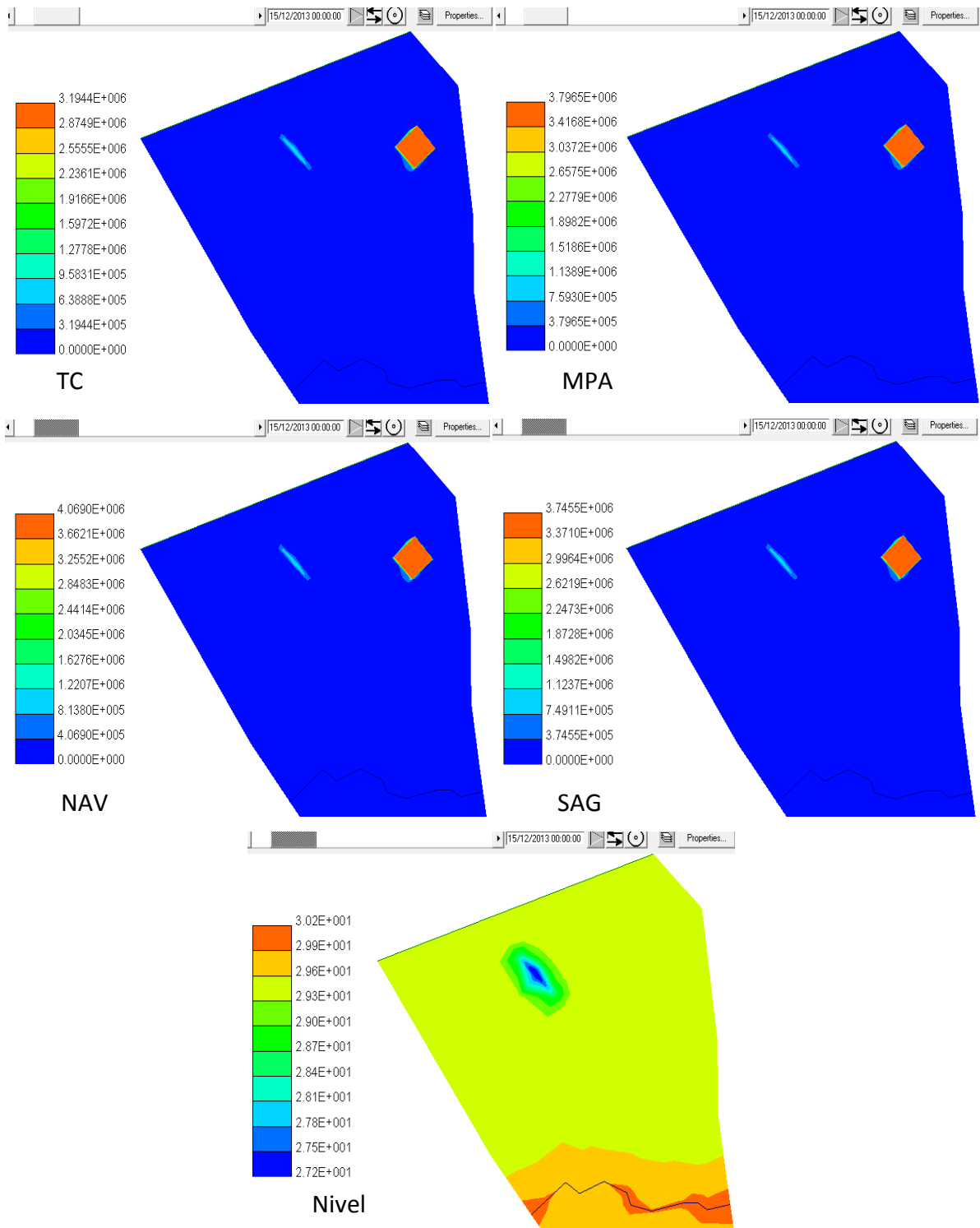


Figura 17a. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (ZAEL y ZAES). Situación de nivel freático alto (m), año 2013 (bajas precipitaciones). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

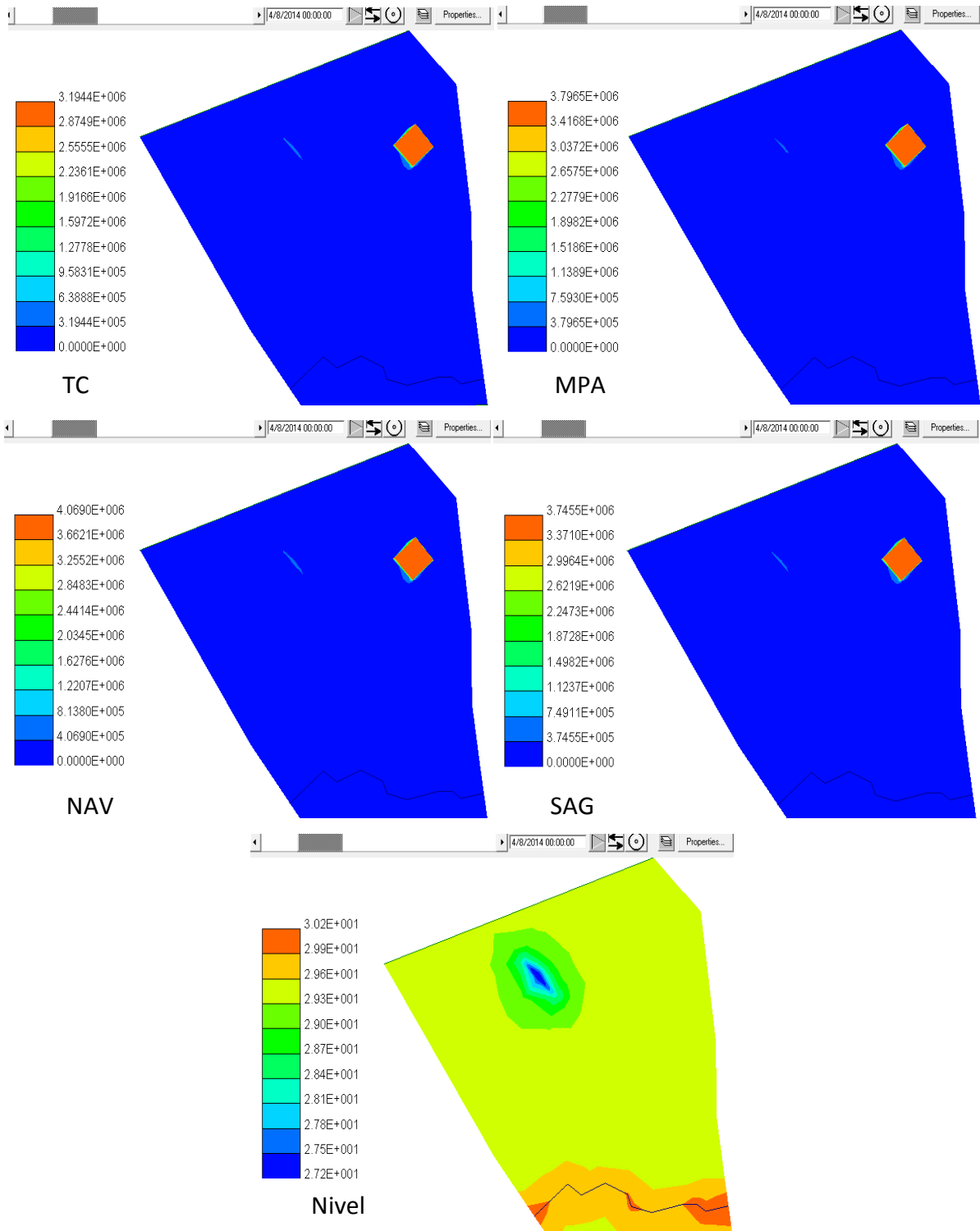


Figura 17b. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (ZAEL y ZAES). Situación de nivel freático alto (m), año 2014 (elevadas precipitaciones). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

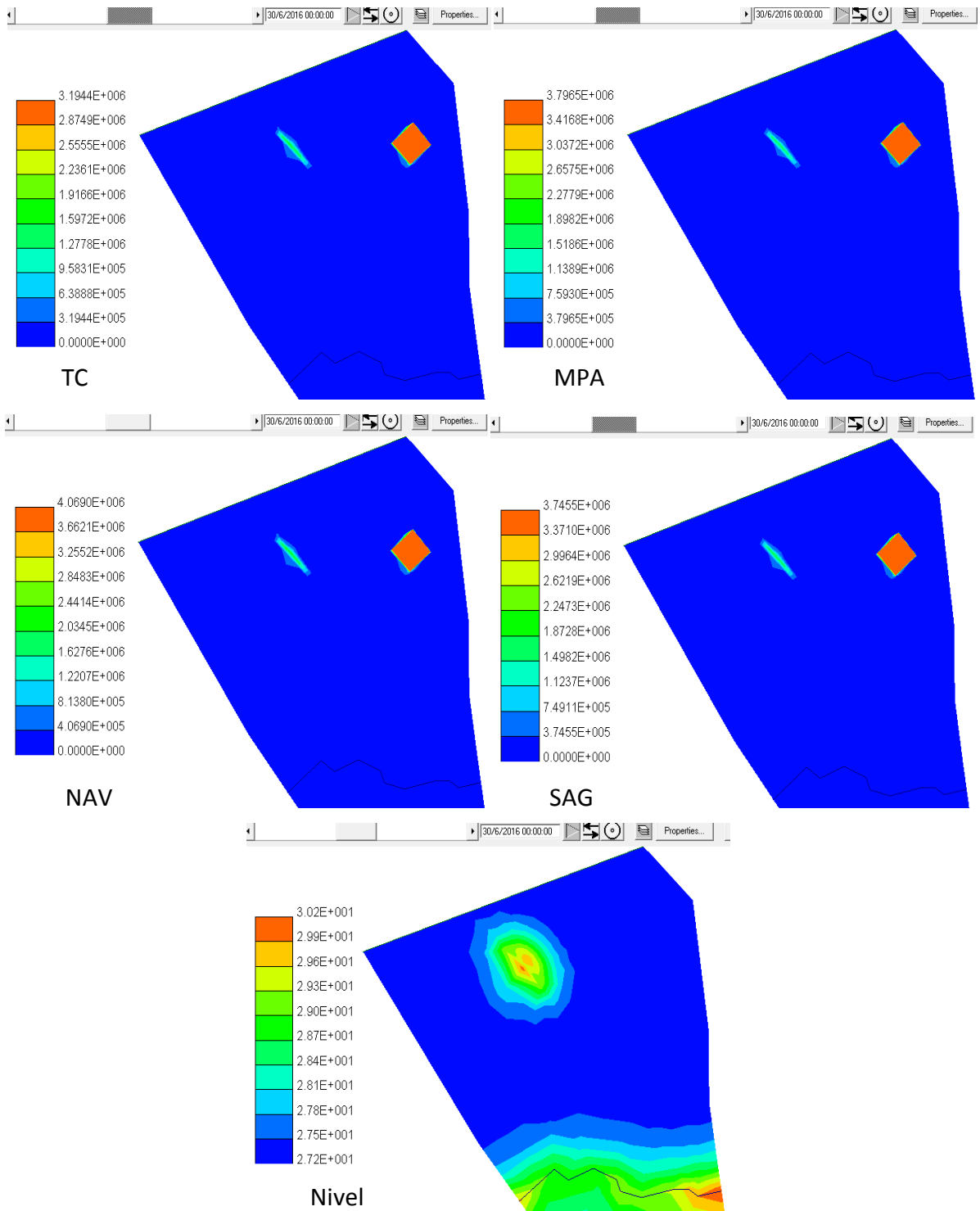


Figura 17c. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (Zael y Zaes). Situación de nivel freático alto (m), año 2016 (precipitaciones intermedias). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

Un comportamiento distinto en las ZAEL se halló ante un descenso en el nivel freático (Fig. 18), con valores entre 27,2 y 27,5 m para los tres años. La tendencia hacia una mayor área de distribución y aumento de la concentración del nutriente se vio en los años con precipitaciones por encima de la media (2014 y 2016, Fig. 18-*b* y 18-*c*), que favorecieron la recarga en las lagunas y contribuyeron así a la expansión de la pérdida de P hacia el medio, contrario a lo observado en el 2013 (Fig. 18-*a*).

En cuanto a los suelos se vio que la concentración de P Bray en las ZAES (representaría a superficies de disposición de estiércol sólido) permaneció limitada a la superficie de depósito. Es decir, no se aprecia que elevadas concentraciones de este nutriente se hayan dispersado hacia el entorno, tanto en las distintas situaciones climáticas (2013, 2014 y 2016) como en las condiciones contrastantes de niveles freáticos (alto y bajo). Las máximas masas que se observaron en cada uno fueron: 3194,4 kg en TC, 3796,5 kg en MPa, 4069 kg en Nav y 3745,5 kg en SAG. Así puede notarse que entre el 93 y 94% de la concentración aplicada en cada uno de los suelos se mantuvo localizado, pudiendo perderse entre el 6 y el 7% restante a lo largo de 7 años.

El presente estudio no consideró la diferente capacidad de almacenaje de los suelos en el cálculo de la recarga diaria (sólo se tomó en cuenta la capacidad de almacenamiento del TC); si se contemplara este aspecto, podrían marcarse aún más las diferencias entre suelos en las figuras 17 y 18.

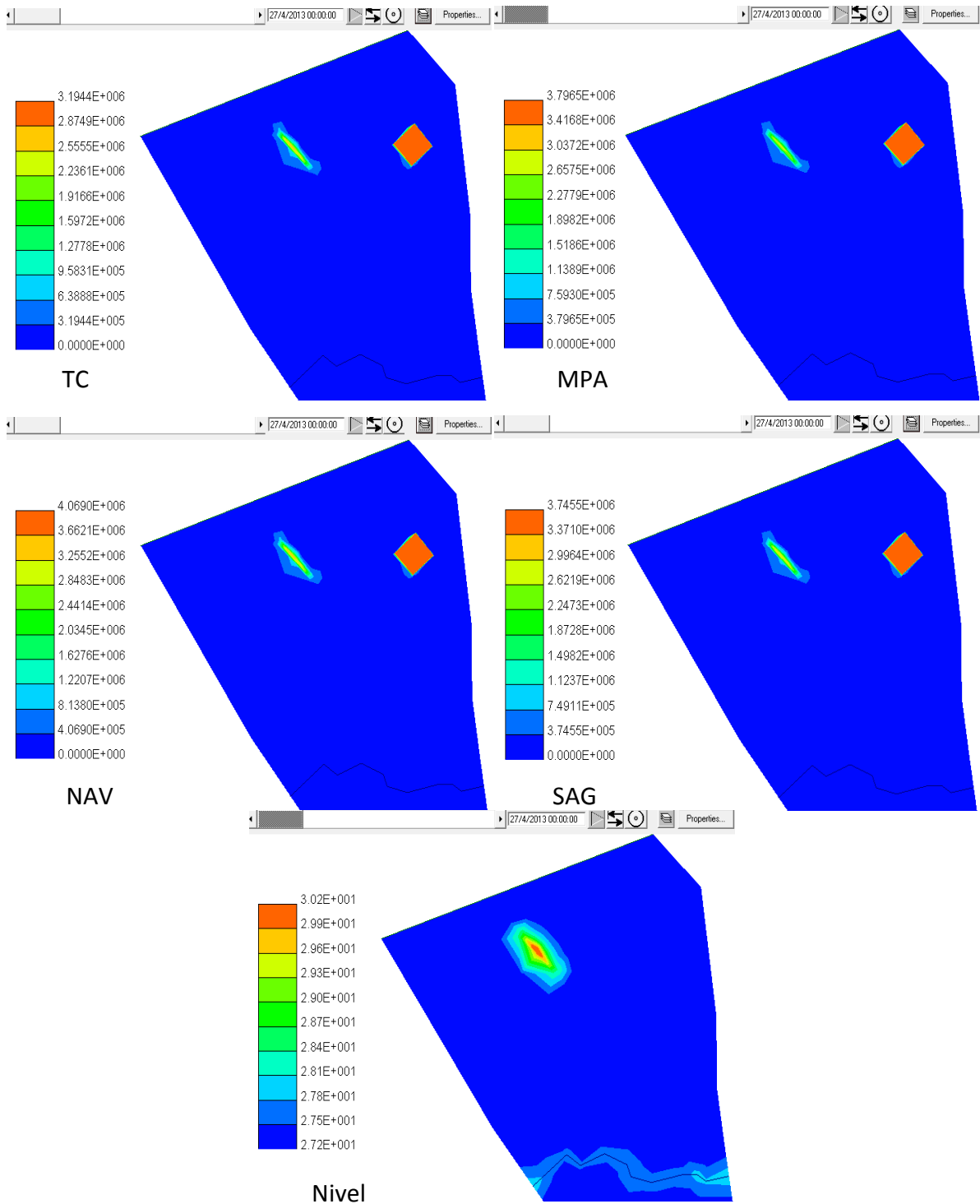


Figura 18a. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (Zael y Zaes). Situación de nivel freático bajo (m), año 2013 (bajas precipitaciones). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

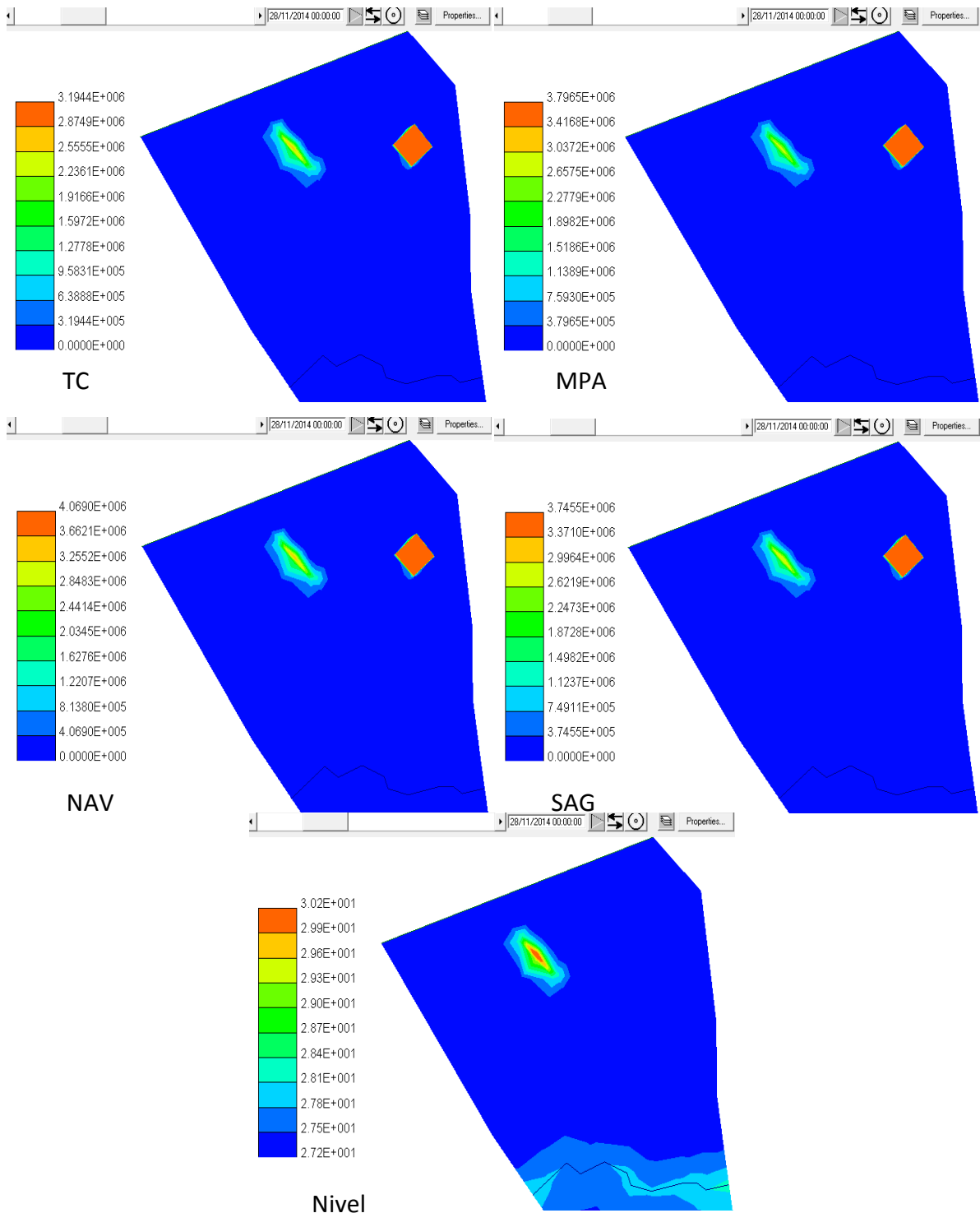


Figura 18b. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (ZAEL y ZAES). Situación de nivel freático bajo (m), año 2014 (elevadas precipitaciones). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

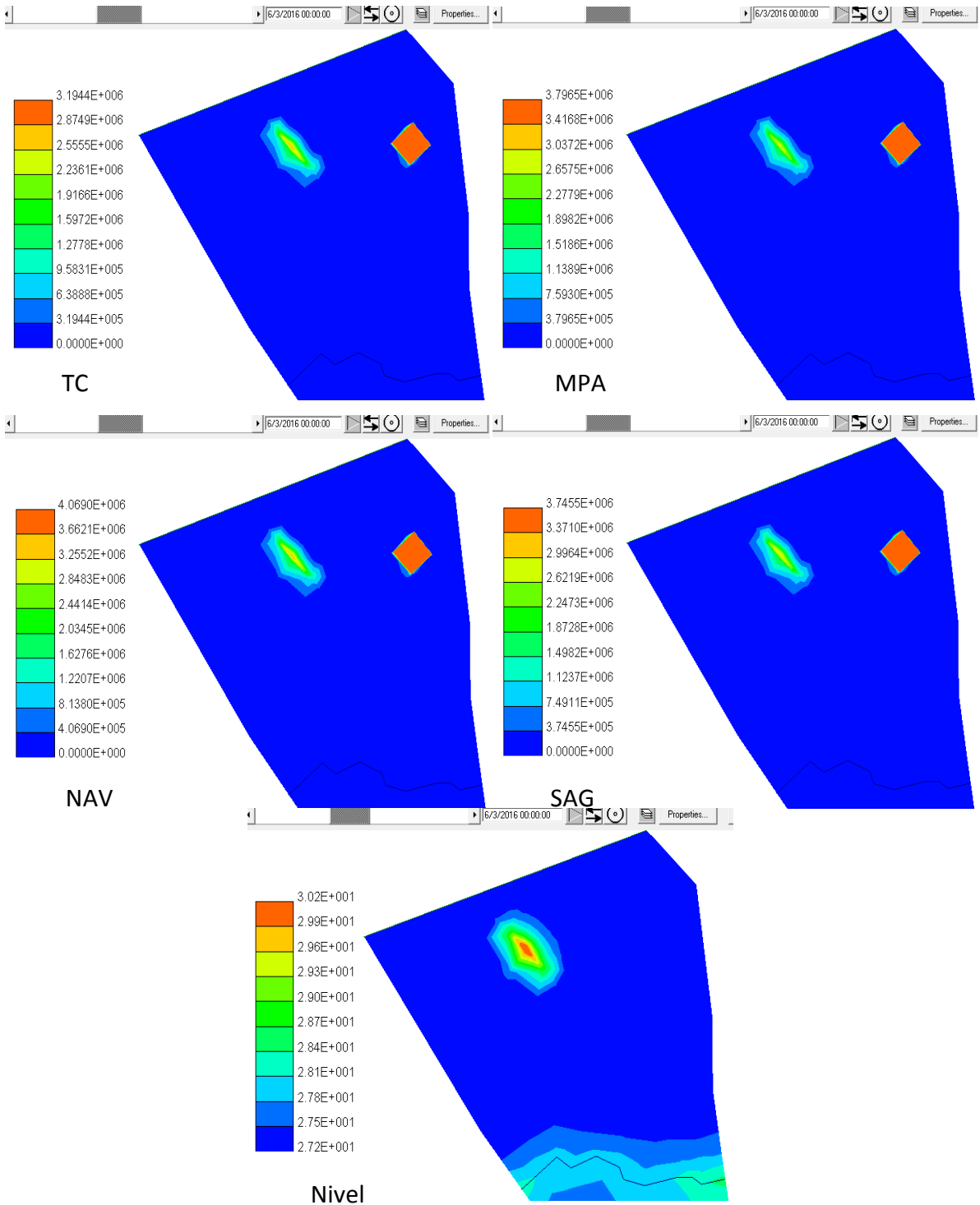


Figura 18c. Dinámica de pérdida de P (en gramos) en suelos de la región bajo dos zonas de acopio de estiércol (Zael y Zaes). Situación de nivel freático bajo (m), año 2016 (precipitaciones intermedias). Simulación de transporte de P (TC, MPA, NAV, SAG) y de flujo hídrico (Nivel).

Una vez que se analizó la dinámica de la pérdida de P Bray en los distintos tratamientos y condiciones climáticas, resultó de interés evaluar qué sucedía con las pequeñas concentraciones, dado que fue visto que las grandes masas no presentaron amplia distribución alrededor de las zonas de acopio de estiércol, manteniéndose relativamente localizadas.

Para ello simplemente se reconfiguró la escala de las leyendas de las imágenes para los años 2013, 2014 y 2016, en los dos niveles freáticos (alto y bajo). Al observar que las diferencias en las concentraciones entre los suelos eran mínimas, y, por lo tanto, en los perfiles gráficos también, se decidió mostrar la dinámica en uno de ellos, elegido indistintamente. Las imágenes en las diferentes escalas pueden observarse en la figura 19, y las mismas tienen como valores máximos en sus escalas a: 4 g (Fig. 19-*a*) y 0,04 g (ó 40 mg, Fig. 19-*b*) de P. Al respecto, es relevante aclarar que el refinamiento de la malla permitiría alcanzar zonas con bordes más suavizados, y un mejor detalle de las distintas áreas y condiciones hidrológicas.

Se aprecia en la zona de acopio de estiércol sólido (ZAES), que la masa de P que parecía no moverse más allá de la superficie del mismo a escalas mayores (Fig. 17 y 18), a menores escalas muestra un comportamiento diferente. Esto indica que el P Bray acumulado sobre su superficie tiene la capacidad de moverse dentro del perfil, y alcanzar el agua subyacente, de acuerdo a la simulación realizada con el código.

La influencia de las precipitaciones en la pérdida de P se aprecia mayormente en la ZAEL debido a la recarga asignada, que en la ZAES, y con más relevancia a medida que disminuye la escala. En particular, dicha influencia en la pérdida de P Bray desde la ZAES se puede visualizar en ambas condiciones de niveles freáticos. Por consiguiente, bajas concentraciones de P se pueden perder desde la ZAES a causa de las precipitaciones antes que a causa de una variación en el nivel freático, de acuerdo a la simulación.

La figura 19-*b*, donde el máximo de escala es 0,04 g, permite visualizar la concentración de P en el arroyo, que a escalas de mayor concentración no eran observables.

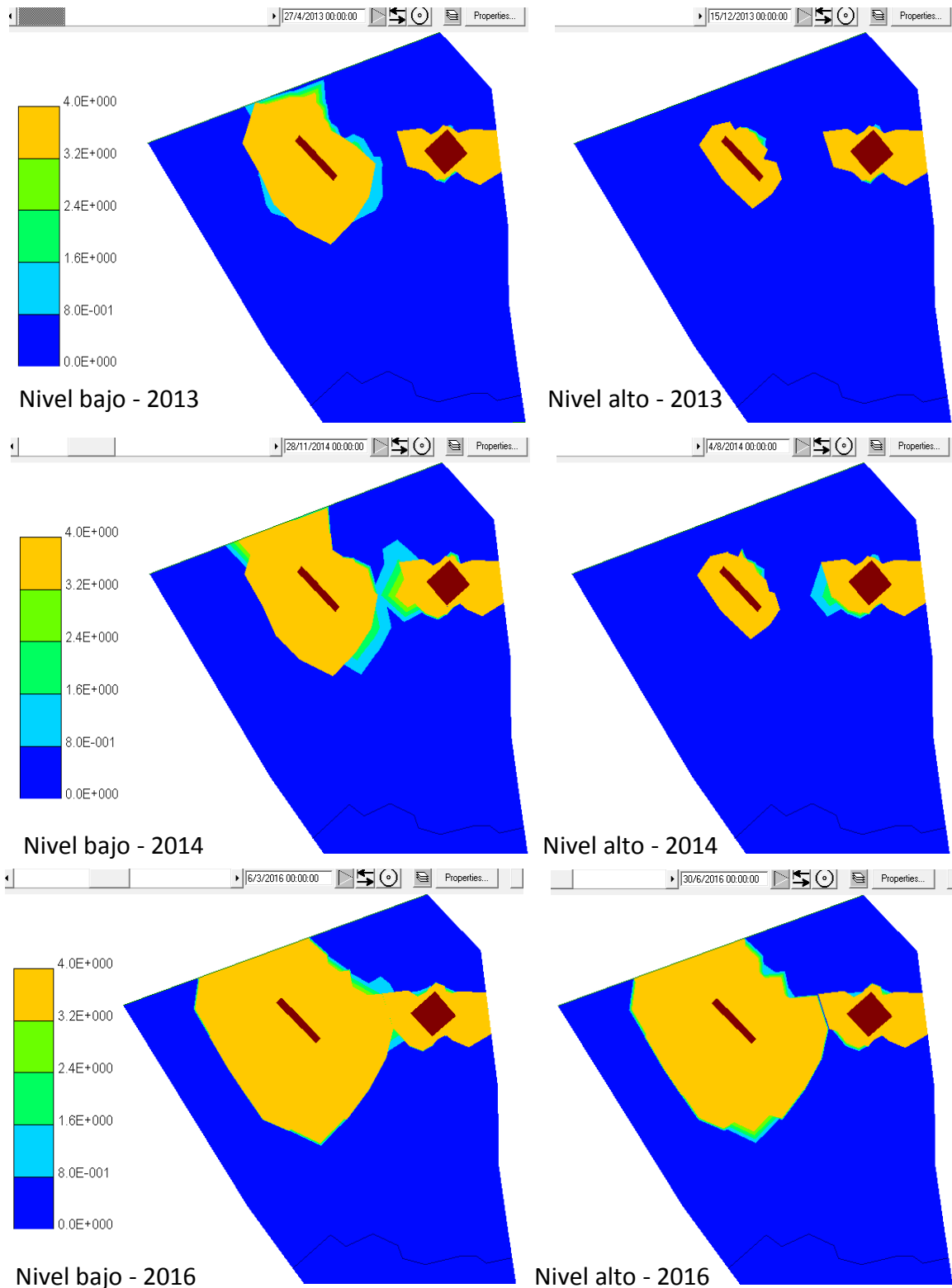


Figura 19a. Escala de concentración de P con máximo de 4 gramos. Condiciones de bajo y alto nivel freático para años de bajas (2013), elevadas (2014) e intermedias (2016) precipitaciones en uno de los suelos. Se observan las zonas de acopio de estiércol.

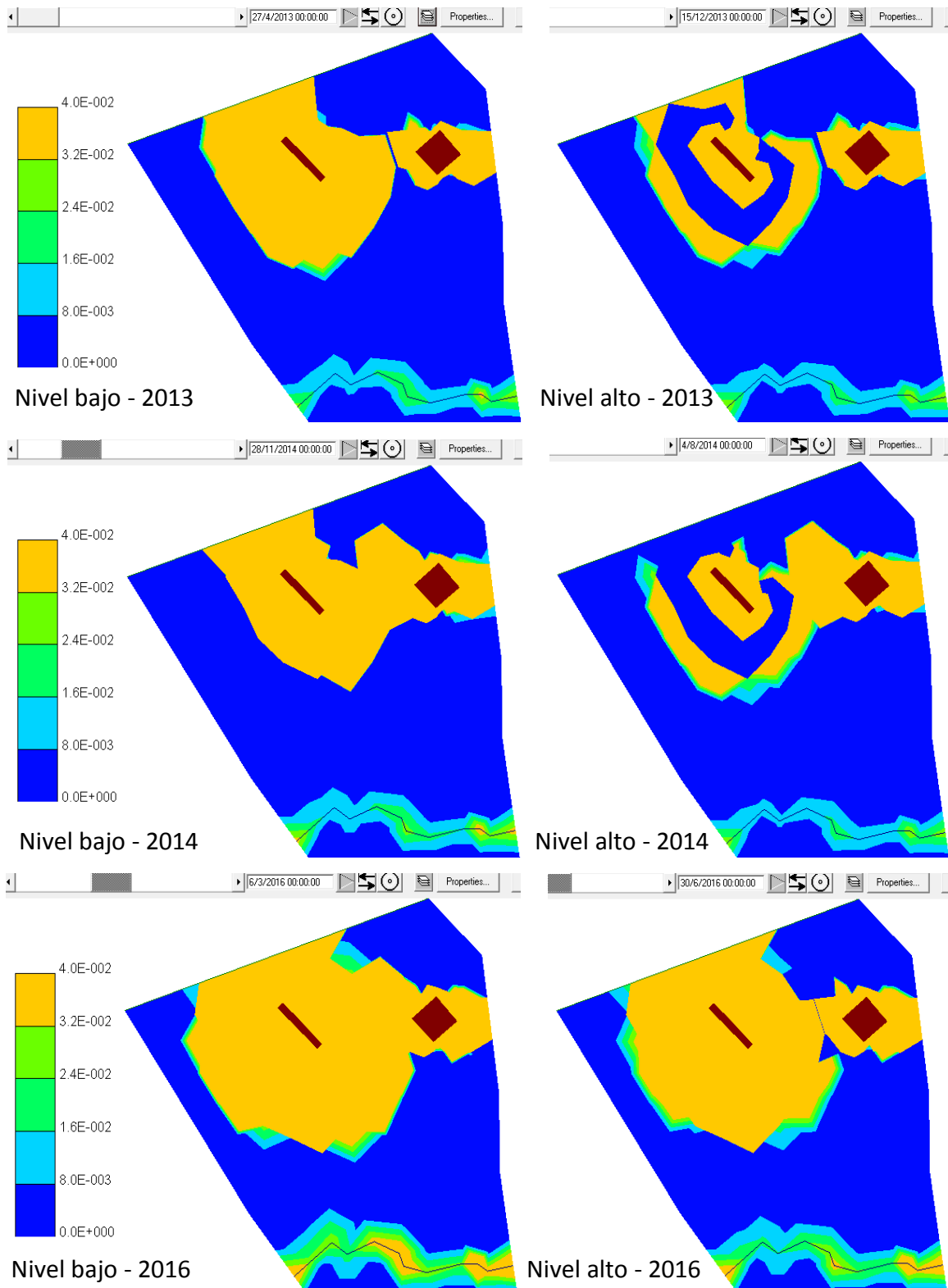


Figura 19b. Escala de concentración de P con máximo de 0,04 gramos. Condiciones de bajo y alto nivel freático para años de bajas (2013), elevadas (2014) e intermedias (2016) precipitaciones en uno de los suelos. Se observan las zonas de acopio de estiércol.

C.2.b. Cuantificación del porcentaje de pérdida

En la sección precedente, se realizó la simulación de la dinámica subsuperficial de P a partir de suelos potencialmente afectados por zonas de acopio de estiércol. Si bien se observaron comportamientos diferenciales según la zona de acopio y las condiciones hidrológicas, no se establecieron marcadas diferencias entre los suelos, dado que los únicos parámetros que variaron entre ellos fueron las masas de P y el factor de retardo (el que, a su vez, fue similar porque pertenecen a la misma región) de acuerdo a la configuración realizada del código.

Una forma de poder diferenciar la pérdida de P desde los suelos en estudio es teniendo en cuenta la conductividad hidráulica de cada uno de ellos, que debido a sus características físico-químicas y texturales (Tablas 1 y 2, 11 y 12) debería resultar contrastante.

Por ejemplo, la conductividad hidráulica en saturación (tasa de infiltración básica) de cada suelo, de acuerdo a su textura, puede ser de: 62,4 mm.día⁻¹ para el suelo Argialbol (TC y MPa), 12 mm.día⁻¹ para el suelo Airgiudol (SAG) y 4,8 mm.día⁻¹ para el suelo Natracualf (Nav) según bibliografía (PROSAP, s.f). Esto indica que los suelos tienen la capacidad de facilitar el desplazamiento del nutriente a través del perfil en el siguiente orden decreciente: TC y MPa > SAG > Nav. Las ZAEL, por su parte, también podrían manifestar pérdidas por lixiviación diferentes hacia el medio, considerando la tasa de infiltración particular que las caracteriza (Parker et al., 1999).

Por consiguiente, con la finalidad de complementar las simulaciones realizadas con el código VISUAL TRANSIN, se estimó la tasa de pérdida diaria de fósforo (considerando la recarga diaria que afecta cada zona, y la tasa de infiltración de cada suelo y zona) según la ecuación 22. Los datos así obtenidos se presentan en las tablas 19 y 20.

Entonces, en zonas de acopio de estiércol sólido - ZAES (Tabla 19), puede verse la influencia de la tasa de infiltración diferencial por suelo, ante la misma recarga hídrica de la zona (por precipitaciones) en la pérdida de P. En orden de menor a mayor pérdida de P se tiene: TC y MPa (8,6%) > SAG (1,6%) > Nav (0,7%).

De esta manera, aunque NAv (Natracualf) pareciera alcanzar una mayor capacidad de retención de fosfatos de acuerdo a sus características físicoquímicas en relación a los Molisoles (Tabla 16), sus características texturales, la presencia de arcillas expandentes

(Tabla 12) y el contenido de sodio (RAS>13, Tabla 11) reducen la infiltración del agua y su permeabilidad (Taboada y Lavado, 2009) y por ende, disminuye la pérdida de P hacia estratos más profundos (0,7% de pérdida calculada, Tabla 19).

Tabla 19. Pérdida de P Bray (%) a partir de suelos representativos de la región afectados potencialmente por ZAES, teniendo en cuenta la recarga y la tasa de infiltración

Suelo	Masa P Bray * ₁ kg	Total días (7 años) días	tasa infiltración * ₂ mm.día ⁻¹	ΣMPDP * ₃ kg	Pérdida de P %
TC	3407.98	2555	62.4	292	8.6
Mpa	4050.36	2555	62.4	347	8.6
Nav	4353.02	2555	4.8	29	0.7
SAG	3998.75	2555	12	66	1.6

*₁: datos calculados, de la tabla 17. *₂: valores de infiltración básica obtenidos de PROSAP (s.f.). *₃: para este cálculo se consideró la recarga diaria del área.

Aunque los abonos orgánicos contribuyan al mejoramiento físicoquímico de los suelos, el horizonte Bt nátrico, como el del suelo de Nav, suele generar una capa colgante sobre su superficie ante un evento de lluvia (Taboada y Lavado, 2009), que facilita el escurrimiento subsuperficial lateral antes que vertical (esto se sustenta en la pérdida estimada por infiltración, Tabla 19) protegiendo así el agua freática, pero alcanzando con más facilidad cursos hídricos cercanos pendiente abajo, por la posición en el paisaje en la que se encuentran. De esta manera, la acumulación de P proveniente de estiércol en la superficie de estos suelos puede desplazarse subsuperficial lateral, afectando los cursos de agua superficiales.

Los suelos Molisoles estudiados, por su parte, ante semejantes capacidades físicoquímicas en la retención de fosfatos (Tabla 14; Fig. 17 y 18), sus características texturales parecieran tener mayor relevancia en la pérdida de este nutriente al medio (Tabla 19); TC y MPa poseen un menor contenido de arcilla, con menor porcentaje de filosilicatos expansivos (Tablas 2 y 12), que inciden en la percolación diferencial del agua y el

transporte de P en profundidad, explicando así la tendencia hacia el mayor porcentaje de pérdida de P respecto a SAG (8,6% vs. 1,6%).

En ZAEL (Tabla 20), donde el horizonte Bt sea utilizado como base de lagunas de almacenamiento de efluente, se consideró que la tasa de infiltración, si bien puede ser diferente entre suelos, al estar afectada por una importante matriz orgánica que deriva de los compuestos aportados por el lodo y el efluente, es similar en todos los casos. Por este motivo, las pérdidas calculadas, ante la misma recarga hídrica de las lagunas (por esorrentía desde los corrales de engorde) fueron similares, cercanas al 50%. La adición de la recarga del área en el cálculo de la Σ MPDP, no modificó el porcentaje de pérdida de fosfatos (49,7% con doble recarga vs. 49,9% con sólo la recarga particular de las lagunas).

Tabla 20. Pérdida de P Bray (%) a partir de suelos representativos de la región afectados potencialmente por ZAEL, teniendo en cuenta la recarga y la tasa de infiltración

Suelo	Masa P Bray * ₁ kg	Total días (7 años) días	Tasa Infiltración * ₂ mm.día ⁻¹	Σ MPDP (recarga simple) * ₃ kg	Pérdida de P %	Σ MPDP (recarga doble) * ₄ kg	Pérdida de P %
TC	3072	2555	8.7	1532	49.9	1527	49.7
Mpa	3288	2555	8.7	1640	49.9	1634	49.7
Nav	3911	2555	8.7	1951	49.9	1944	49.7
SAG	3412	2555	8.7	1702	49.9	1696	49.7

*₁: datos calculados, de la tabla 18. *₂: dato de infiltración de Parker et al. (1999) para lagunas; se consideró que las características del ambiente antes que las propiedades texturales del suelo intervienen regulando esta tasa de infiltración. *₃: para este cálculo se consideró la recarga diaria hacia las lagunas. *₄: para este cálculo se consideraron en conjunto la recarga diaria hacia las lagunas y la recarga diaria del área (doble recarga).

Por lo expuesto, complementando los resultados obtenidos mediante la simulación en VISUAL TRANSIN (Tabla 18) con los calculados en las tablas 19 y 20, mediante diferentes métodos y parámetros, puede verse que en las ZAEL no impermeabilizadas puede perderse hacia el agua freática entre el 50% (según los datos calculados de la tabla 20) y el 80%

(según los datos simulados, tabla 18) del contenido de P Bray acumulado en el sistema a lo largo de 7 años. En cambio, en las ZAES no impermeabilizadas, puede perderse entre el 0,7 al 8,6% de acuerdo a los cálculos por tasa de infiltración (Tabla 19), y entre el 6 y el 7% de acuerdo a la simulación, en el mismo período (Tabla 18). Esto refleja que la pérdida de P desde zonas más húmedas o anóxicas presenta una mayor variabilidad de acuerdo, fundamentalmente, a las condiciones hídricas imperantes, mientras que desde zonas óxicas, la variabilidad es menor y depende de las condiciones físicoquímicas propias de cada uno de los suelos.

C.3. Aspectos a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de estiércol

Si bien hay numerosos aspectos que contemplar, se detallan algunas ideas a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de estiércol sólido (ZAES) y líquido (ZAEL) dentro de un EEC en la región, que surgieron a partir de este trabajo. Además, estas ideas pueden ser consideradas en la confección de las normativas requeridas para establecer las medidas de manejo que limiten la acumulación y posterior desplazamiento del nutriente dentro del suelo.

- El P aportado al suelo, cuando éste último actúa como soporte en la zona de acopio de estiércol sólido (ZAES), puede interactuar con la matriz edáfica y quedar retenido en el tiempo a través de distintas reacciones como adsorción, precipitación e intercambio de ligando. Por consiguiente, el P constituye un nutriente moderadamente reactivo, dado los diferentes procesos edáficos en los que se ve involucrado. No obstante, este nutriente puede movilizarse a través del suelo a lo largo del tiempo y del espacio, pudiendo alcanzar los cursos hídricos cercanos, aún luego de un período considerable de años. Las formas más lábiles (generalmente inorgánicas) y solubles en agua se movilizan más que las formas más estables y menos reactivas, principalmente orgánicas (representadas por P total), dependiendo de numerosos factores.
- Los suelos en estudio con horizonte argílico presentaron una buena capacidad de retención de P que está de acuerdo a sus características físicoquímicas, texturales, y densidad aparente, como también al medio al que están expuestos. En medios óxicos, esta retención fue mayor, respondiendo a la generación de reacciones de adsorción, precipitación y coprecipitación, y complejación con la materia orgánica. En tanto que

en medios anóxicos, las reacciones que se establecieron aumentaron la disponibilidad y liberación al medio de fosfatos. Por esta misma razón es que influye la posición de estos suelos en el paisaje y la distancia al nivel freático subyacente. Los suelos ubicados en zonas de mayor energía potencial están más aireados y por consiguiente, con menos humedad, favoreciendo la retención de los iones fosfatos sobre los óxidos de Fe y los carbonatos.

- En ZAEL, aunque el horizonte Bt presente una alta capacidad potencial de retención de fosfatos, la acumulación de formas lábiles en condiciones reducidas puede ser perjudicial, dado que aumenta la disponibilidad o labilidad del P y puede ser más fácilmente lixiviable en profundidad; por lo tanto, los suelos en estudio (TC, MPa, Nav y SAG) con horizonte argílico parecerían no ser adecuados para ser piso no impermeabilizado de ZAEL. También fue demostrado que la interfase lodo-suelo no es totalmente eficiente por sí misma para impedir la lixiviación de este nutriente.
- En la ZAEL la dinámica contaminante es diferente de la de la ZAES, ya que la primera se ve influenciada por una recarga particular, por recibir las escorrentías generadas a partir de los corrales de engorde. Por lo tanto, en épocas donde las precipitaciones anuales son superiores a la media, se favorece la recarga en la ZAEL que contribuye así a la expansión de la pérdida de P hacia el medio (tanto en área de distribución como en concentración).
- La concentración de P en la ZAES parecería permanecer limitada a la superficie de depósito. No obstante, se pueden perder bajas concentraciones a causa de las precipitaciones antes que a causa de una variación en el nivel freático, de acuerdo a la simulación.
- La tasa de infiltración de cada suelo determina una pérdida diferencial ante la misma recarga hídrica de la zona. En orden de menor a mayor pérdida de P: Nav (Natracualf) <SAG (Argiudol) <TC y MPa (Argialbol). No obstante, en zonas de acopio anóxicas (ZAEL), la tasa de infiltración se puede ver principalmente afectada por la matriz orgánica de los lodos y el efluente, antes que por diferencias entre los suelos.

Por lo expuesto, es necesario contemplar primeramente el uso que se asignará a cada superficie dentro de un EEC, ya que los ambientes de acumulación de efluentes, aún

asentados sobre HBt, requieren necesariamente ser impermeabilizados para evitar efectos adversos sobre el medio.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES
CONCLUSIONS

Conclusiones

A lo largo de este estudio se procuró estudiar la capacidad de retención de fósforo de suelos con horizonte argílico representativos de la Pampa Ondulada, frente al agregado de altas cargas de estiércol bovino, y su relación con las variables edáficas y el contexto climático propio de la región.

Para ello, en primer lugar se analizó la dinámica y la acumulación de fósforo en un suelo con horizonte argílico (Argialbol) de un EEC en particular, que se encontraba afectado por dos situaciones contrastantes de acopio de estiércol (lote de disposición de estiércol sólido - T.Lote- y lagunas de almacenamiento de estiércol líquido o efluentes -T.Lagunas-) sin estar impermeabilizado para tales propósitos.

Así, quedó demostrado que en este suelo particularmente afectado por actividades ganaderas intensivas se registró en las zonas de acopio la migración vertical en profundidad de fosfatos, desde las especies más solubles y lábiles hasta las más estables a nivel ambiental. En el T.Lote (zona de acopio de estiércol óxica) se detectó el avance significativo ($p < 0,05$) hasta los 110 cm de P extractable con agua (P H₂O), hasta los 100 cm de P Bray y los 40 cm de P total, sin hallarse incrementos significativos ($p > 0,05$) en el perfil de los contenidos de carbono orgánico (CO), de nitrógeno total (NKt) y de humedad, ni tampoco en el potencial redox; no obstante, el pH varió entre neutro a moderadamente alcalino, y se observó una migración y lavado de sales (CE) hacia estratos más profundos, propio de este tipo de abonados orgánicos.

En el T.Lagunas (zona de acopio de estiércol anóxico), también se detectó la transferencia de este nutriente en sus distintas formas desde el lodo hacia el suelo por debajo de la interfase. La interfase lodo-suelo, aunque contribuyó a reducir significativamente ($p < 0,05$) la percolación de agua (humedad) y la lixiviación de compuestos orgánicos (CO y NKt), no limitó la pérdida de sales ($p > 0,05$); de la misma manera, aunque intervino reduciendo la transferencia de las distintas especies de fosfatos en un 54% de P total, un 46% de P H₂O y un 24% de P Bray, no fue 100% eficiente para evitar que las especies más lábiles migrasen en forma vertical. En el suelo, por debajo de la interfase, se produce una acumulación de las formas más solubles respecto a P total, en unas 6 veces en relación a lo que se encontró en

el lodo; comportándose el suelo como sumidero de especies lixiviables hacia el agua freática.

El frente de avance de las especies más móviles de P dentro del perfil se estimó que podrían haber alcanzado los 2 metros de profundidad para el T.Lote, mientras que en el T.Lagunas, los 4 metros por debajo de la superficie, llegando así al agua freática.

El umbral del grado de saturación (GSP) en cada zona resultó semejante, de 29% para el T.Lote y 30% el T.Lagunas; no obstante, en cada zona se presentó una concentración de P H₂O muy diferente: 26 mg.kg⁻¹ en el T.Lote y 2,6 mg.kg⁻¹ en el T.Lagunas, destacando la vulnerabilidad de la zona anóxica respecto de la óxica. El GSP de los primeros 60 cm del perfil del suelo del T.Lote y el de los 30 cm del T.Lagunas superaron el umbral a partir del cual la energía de retención de fosfatos sobre la matriz del suelo se reduce, incrementándose exponencialmente la posibilidad de pérdida por lixiviación en ambos casos.

En cuanto a las distintas especies de P existentes en las diferentes zonas, se encontró 2 veces el contenido de P Bray y 4 veces la concentración de P H₂O por cada 1000 mg.kg⁻¹ de P total en el perfil del T.Lote, de lo que se encontró en los primeros 30 cm del suelo por debajo de la interfase (T.Lagunas). De esta manera, se evidenció el rol del medio en la dinámica del nutriente, facilitando la tasa de descomposición de los compuestos orgánicos en condiciones óxicas, y disminuyéndola, en condiciones reducidas.

En el T.Lote, la masa acumulada de este nutriente se distribuyó principalmente (en un 85%) entre el horizonte A (HA) y el primer Bt (HBt), para las tres variables de P por igual; para el T.Lagunas este cálculo por horizonte no se realizó dado que no se contó con las muestras de los estratos necesarios para hacer tal estimación.

El índice de la eficiencia relativa de retención de fosfatos (ERRP) en el T.Lote permitió validar la hipótesis 1 del capítulo 3 “En la zona de acopio de estiércol sólido, el suelo presenta una alta capacidad de retención de P, dado por sus horizontes fuertemente texturales que le permiten inhibir su avance dentro del perfil”. En el T.Lote fue visto que el índice ERRP de los horizontes fuertemente texturales (Bt1, Bt2 y BCt) varió entre 58 y 100% según la variable de P considerada, demostrando así una alta capacidad de retención de este nutriente.

No obstante, en el T.Lagunas, no sólo a través del índice sino también a través de los demás parámetros analizados, se demostró que la presencia del biofilm no cubre por completo la necesidad de una capa aislante para reducir el ingreso de P hacia el suelo, por lo cual la hipótesis 2 “En la zona de acopio de estiércol líquido, la presencia del biofilm como barrera natural a la infiltración puede cubrir por completo la necesidad de una capa aislante para reducir el ingreso de P hacia el suelo subyacente”, fue rechazada. Esto pone en evidencia la necesidad de una impermeabilización por medios no naturales en las zonas de almacenamiento de efluentes en los suelos de la región, aún asentándose sobre horizontes argílicos.

En segundo lugar (Cap. 4), se estimó la pérdida potencial subsuperficial de fósforo desde suelos con horizonte argílico hacia cuerpos de agua frente al agregado de altas cargas de estiércol, para finalmente establecer algunos aspectos a tener en cuenta en el diseño de zonas de acopio de este residuo.

Para ello, los suelos representativos elegidos fueron dos Argialboles (TC y MPa), un Argiudol (SAG) y un Natracualf (Nav), de manera que todos tuvieran al menos un horizonte argílico. La masa de fosfatos que potencialmente pueden retener cada uno de los suelos, como si fueran utilizados como piso o base de disposición de estiércol en EEC, y resultaron ordenados de menor a mayor capacidad: TC <SAG <MPa <Nav en zonas óxicas, y TC <MPa <SAG <Nav en zonas anóxicas.

Según el análisis de las simulaciones realizadas mediante el código VISUAL TRANSIN y la cuantificación de la tasa de pérdida de fosfatos, se obtuvieron las siguientes conclusiones (considerando que la mayor proporción del nutriente que se moviliza al medio es en forma lábil, proveniente de la matriz orgánica del estiércol):

- 1- Las pérdidas desde cada tratamiento simuladas mediante el código, dependieron de la masa acumulada según sus características texturales y fisicoquímicas, la variación del nivel freático y las precipitaciones caídas, destacando marcadas diferencias entre zonas pero no así entre suelos. Las diferencias entre suelos fueron determinadas cuando se estimó la pérdida a través de la tasa de infiltración y la recarga hídrica de cada zona.
- 2- En zonas de acopio de estiércol líquido no impermeabilizadas puede perderse hacia el agua freática entre el 50 y el 90% del contenido de P Bray acumulado en el

sistema en un período de 7 años. Mientras en zonas de acopio de estiércol sólido no impermeabilizadas, puede perderse entre el 0,7 al 8,6% de acuerdo a los cálculos por tasa de infiltración, y entre el 6 y el 7% de acuerdo a la simulación. La pérdida de P desde ambientes anóxicos resultó mayor y más variable de acuerdo a las condiciones hídricas imperantes que desde ambientes óxicos cuya variabilidad depende de las condiciones fisicoquímicas de cada suelo.

Esto permitió validar la hipótesis del capítulo 4 “Las características de los diferentes ambientes generados (con distinto nivel de humedad) por el acopio de residuos orgánicos en establecimientos de engorde a corral influyen en la movilidad de fósforo hacia los cuerpos de agua, por sobre las características fisicoquímicas propias de los suelos de la región”.

Por lo expuesto, la hipótesis general de este estudio “elevadas concentraciones de fósforo provenientes del estiércol bovino pueden ser retenidas por suelos con horizonte argílico representativos de la región de Pampa Ondulada, aún en escenarios climáticos con precipitaciones por encima de los 1000 mm anuales” se rechaza. Si bien es cierto que en zonas óxicas de disposición, la capacidad de retención es superior al 90% (considerando el índice ERRP, la simulación por el código VISUAL TRANSIN y el cálculo de acuerdo a la tasa de infiltración), en zonas anóxicas (lagunas de almacenamiento de efluentes), la dinámica es diferente y las pérdidas resultan mayores. Es necesario contemplar primeramente el uso que se asignará a cada superficie dentro de un EEC, ya que las zonas de almacenamiento de efluentes, aún asentadas sobre HBt, requieren ser impermeabilizadas para evitar efectos adversos sobre el medio.

Conclusions

The objective of this investigation has always been to study the phosphorus retention capacity of representative types of soil with argillic horizon of the Rolling Pampas region when faced with the aggregate of high amounts of cattle manure, and its relationship with the edaphic and climatic variables of the region.

In order to do this, in the first place, the investigation focused on analyzing the dynamics and accumulation of phosphorus in a soil with an argillic horizon (Argialbol) of a specific feedlot, which was affected by two contrasting situations of manure storage (field plot for solid manure storage –T.Plot– and storage ponds for liquid manure or effluents –T.Lagoons–) as it was not waterproofed to restrain such situations.

Thus, in this soil particularly affected by intensive livestock activities, the vertical movement of phosphate in depth was recorded in the storage areas, from the most soluble and labile species to the most stable species in the environment. A significant advance in depth ($p < 0,05$) up to 110 cm of water extracted phosphorus ($H_2O P$), up to 100 cm of Bray P and 40 cm of total P was detected in the T.Plot (oxic manure storage area), without finding significant increases ($p > 0,05$) of organic carbon (CO), total nitrogen (NKt) and moisture content, nor in the redox potential in the profile. However, the pH ranged from neutral to moderately alkaline, and a leaching and washing of salts (CE) towards deeper layers was observed, a behavior typical of this type of organic amendments.

In the T.Lagoons (anoxic manure storage area), the transfer of this nutrient in its different forms from the sludge to the soil below the interface was also detected. The sludge-soil interface, although it contributed to significantly reduce ($p < 0,05$) the percolation of water (humidity) and the leaching of organic compounds (CO and NKt), did not limit the loss of salts ($p > 0,05$). In the same way, although this interface reduced the transfer of the different phosphate species by 54% of total P, 46% of $H_2O P$ and 24% of Bray P, it was not 100% efficient to prevent the vertical displacement of the more labile species. In the soil, below the interface, there is an accumulation of the most soluble forms with respect to total P, about 6 times higher in relation to what was found in the sludge; the soil behaves as a sink for leachable species into the groundwater.

It was estimated that the advance front of the most mobile species of P within the profile has reached 2 meters of depth for the T.Plot and 4 meters of depth for the T.Lagoons below the surface, reaching the groundwater in this last treatment.

The threshold of the degree of P saturation (DPS) in each area was similar, 29% for the T.Plot and 30% for the T.Lagoons. However, in each area there was a very different concentration of H₂O P: 26 mg.kg⁻¹ in the T.Plot and 2,6 mg.kg⁻¹ in the T.Lagoon, highlighting the vulnerability of the anoxic area with respect to the oxic area. The DPS of the first 60 cm of the soil profile in the T.Plot and that of the 30 cm of the T.Lagoons exceeded the DPS threshold from which the retention strength of phosphates to the matrix soil is reduced, increasing the possibility of exponential loss by leaching in both cases.

As for the different P species present in the different areas, two times the content of Bray P and four times the concentration of H₂O P for each 1000 mg.kg⁻¹ of total P were found in the profile of the T.Plot, for what was found in the first 30 cm of soil below the interface (T.Lagoons). Thus, the role of the environment was evidenced in the dynamics of the nutrient, promoting the decomposition rate of organic compounds under oxic conditions, and decreasing it, under reduced conditions.

In the T.Plot, the accumulated mass of this nutrient was equally distributed mainly (by 85%) between the A horizon (AH) and the first Bt (BtH), for the three variables of P; for the T.Lagoons this estimate was not carried out for each horizon since there were not enough samples of layers available to make such an estimate.

The relative efficiency of phosphates retention (REPR) index in the T.Plot allowed the validation of the first hypothesis of chapter 3: "In the solid manure storage area, the soil presents a high retention capacity of P, given by its strongly textural horizons that allow it to inhibit its progress within the profile." In the T.Plot, the REPR index of the strongly textural horizons (Bt1, Bt2 and BCt) varied between 58 and 100% depending on the P variable considered, thus demonstrating a high retention capacity of this nutrient.

However, in the T.Lagoons, not only through the index but also through the other parameters analyzed, it was shown that the presence of the biofilm does not completely cover the need for an insulating layer to reduce the entry of P into the soil. This was the reason for the rejection of the second hypothesis: "In the liquid manure storage area, the

presence of the biofilm as a natural barrier to infiltration can completely cover the need for an insulating layer to reduce the entry of P into the underlying soil." This highlights the need for a waterproofing by anthropic means in the effluent storage areas in the soils of the region, even when settling on argillic horizons.

In the second place (Chapter 4), the subsurface potential loss of phosphorus from soils with an argillic horizon to water bodies was estimated in relation to the addition of high amounts of manure, to finally establish some aspects to take into account in the design of storage areas of this residue.

In order to do so, the representative soils chosen were two Argialboles (TC and MPa), one Argiudol (SAG) and one Natracualf (Nav), so that they all had at least one argillic horizon. The mass of P that each soil can potentially retain, as if they were used as a floor or basis for storage manure areas in feedlots, were ordered from the lowest to the highest capacity: TC <SAG <MPa <Nav in oxic areas and TC <MPa <SAG <Nav in anoxic areas.

According to the analysis of simulations carried out through the VISUAL TRANSIN code and the quantification of the phosphate loss rate, the following conclusions were reached (considering that the highest proportion of the nutrient that is mobilized into the environment is in a labile form, from the organic matrix of the manure):

- 1- The losses from each treatment simulated through the code depended on the accumulated mass according to its textural and physicochemical properties, the variation of the water table and the rainfalls, highlighting marked differences between areas, but not between soils. The differences between soils were determined when the loss was estimated through the infiltration rate and the water recharge of each area.
- 2- In non-waterproofed liquid manure storage areas, between 50 and 90% of the accumulated Bray P content in the system over a 7-year period can be lost to the groundwater. While in the solid manure storage areas that are not waterproofed, between 0,7 and 8,6% can be lost according to the infiltration rate estimates, and between 6 and 7% according to the simulation. The loss of P from anoxic means was greater and more variable according to the prevailing water conditions than from oxic means, which variability depends on the physicochemical conditions of each soil.

This made it possible to validate the hypothesis of chapter 4: "The characteristics of the different environments generated (with different humidity levels) by the storage of organic waste in feedlots influence the mobility of phosphorus towards water bodies, over the physicochemical properties of the soils of the region."

Therefore, the general hypothesis of this investigation: "High concentrations of phosphorus from cattle manure can be retained by representative types of soil with argillic horizon of the Rolling Pampas region, even in weather scenarios with rainfalls above 1000 mm per year" is denied. Although it is true that in oxic storage areas, the retention capacity is greater than 90% (considering the REPR index, the simulation by the VISUAL TRANSIN code and the infiltration rate estimate), in anoxic areas (effluent storage lagoons) the dynamics is different and the losses are greater. It is necessary to first consider the use that will be assigned to each surface within a feedlot, since the effluent storage areas, still settled on BtH, need to be waterproofed to avoid adverse effects on the environment.

BIBLIOGRAFÍA

Bibliografía

AAFRD (Alberta Agriculture, Food, and Rural Development). (2002). *Beneficial Management Practices – Environmental Manual for Feedlot Producers in Alberta*. Edmonton, Alberta, Canadá: Alberta Agriculture, Food, and Rural Development (1992-2006).

AARD (Alberta Agriculture and Rural Development). (2010). *Beneficial Management Practices – Environmental Manual for Livestock Producers in Alberta*. Edmonton, Alberta, Canadá: Alberta Agriculture and Rural Development (2008-2015).

ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo). (2017). *Estudio Hidrogeológico Parque Industrial Curtidor (PIC), Villa Diamante, Lanús, Buenos Aires, Argentina*. Buenos Aires: Coordinación de Calidad Ambiental-ACUMAR.

ACUMAR (Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo). (2020). *Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo [Internet] Ministerio de Obras Públicas, Presidencia de la Nación; Buenos Aires: Argentina; 2006-*. Retrieved octubre 2020, from ACUMAR: <https://www.acumar.gob.ar>

Afzal, S., Tariq, M., Younas, M., Sarwar, Z., & Ali, K. (2000). Environmental consequences of cattle feedlot manure on saline soils. *Intern. J. Environ. Studies*, 57, 695-712.

Ahmad, M., Ahmad, M., El-Naggar, A., Usman, A., Abduljabbar, A., Vithanage, M., et al. (2018). Aging Effects of Organic and Inorganic Fertilizers on Phosphorus Fractionation in a Calcareous Sandy Loam Soil. *Pedosphere*, 28 (6), 873–883.

Aliaga, V. (2018). Variabilidad climática de la Región Pampeana y su efecto sobre las lagunas de la región. *Tesis de Doctor en Geografía*. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo, Secretaría General de Posgrado y Educación Continua.

Alonso Santos, M., Ignacio Quinteiro, M., Rozados Lorenzo, M., Fontúrbel Lliteras, M., & Silva-Pando, F. (2008). Potencial redox de la fase líquida del suelo y niveles de clareo en una población natural de *Quercus robur* en Galicia (no España)-Actas de la II Reunión sobre Suelos Forestales. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 25, 55-59.

Andra, S., Sarkar, D., Saminathan, S., & Datta, R. (2011). Predicting potentially plant-available lead in contaminated residential sites. *Environ. Monit. Assess.*, 175, 661–676.

Andriulo, A. (2010). *Guía de buenas prácticas para el manejo de nutrientes (N y P) en la Pampa Ondulada: Desarrollo de índices de Riesgo de contaminación por N y P*. Pergamino,

Buenos Aires, Argentina: INTA.

Andriulo, A., Sasal, C., Améndola, C., & Rimatori, F. (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 32 (3), 27-56.

APHA. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Madrid, España: Díaz de Santos S.A.

Ares, M., Chagas, C., & Varni, M. (2012). Predicción de la escorrentía y estimación de la humedad antecedente en una cuenca aforada. *Ci. Suelo (Argentina)*, 30 (2), 151-160.

ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers). (2003). *Manure Production and Characteristics. ASAE D384.1*, 31. St. Joseph, Michigan, US: ASABE.

Atlas, R., & Bartha, R. (2002). *Ecología microbiana y Microbiología ambiental (Traducción: Microbial ecology. Fundamentals and applications)* (4° ed.). (A. Corzo, A. García, & C. Rodríguez, Trans.) Madrid, España: Pearson Educación.

(2020). *ATLAS: Cuencas y regiones hídricas-ambientales de la Provincia de Buenos Aires – Etapa I* (2020). Atlas digital, disponible en: <http://www.minfra.gba.gov.ar/web/Hidraulica/Atlas.pdf>, Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Infraestructura y Servicios Públicos, Buenos Aires, Argentina.

Auge, M. (2004). *Regiones hidrogeológicas. República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza, Santa fe*. Retrieved abril 5, 2021, from https://www.bfa.fcnym.unlp.edu.ar/catalogo/doc_num.php?explnum_id=238

Auge, M., Hernández, M., & Hernández, L. (2002). Actualización del conocimiento del acuífero semiconfinado Puelche en la provincia de Buenos Aires, Argentina. En E. Bocanegra, D. Martínez, & H. Massone (Edits.), *Groundwater and human development* (págs. 624-633). Mar del Plata.

Bargiela, M., Rendina, A., & Fabrizio, A. (1997). Determinación de fósforo total en suelos de la pampa deprimida. *Información Tecnológica*, 8 (6), 147-152.

Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H., & Viglianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 41 (1), 70-82.

Blackwell, M., Brookes, P., de la Fuente-Martinez, N., Murray, P., Snars, K., Williams, J., et al. (2009). Effects of soil drying and rate of re-wetting on concentrations and forms of phosphorus in leachate. *Biology and Fertility of Soils*, 45, 635-643.

Bohn, H., Mc Neal, B., & O'Connor, G. (1993). *Química del Suelo*. México D.F.: Limusa S.A. Grupo Noriega Editores.

Borda, T., Celi, L., Zavattaro, L., Sacco, D., & Barberis, E. (2011). Effect of agronomic management on risk of suspended solids and phosphorus losses from soil to waters. *J. Soils Sediments*, *11*, 440–451.

Bray, R., & Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.*, *59*, 39-45.

Breeuwsma, A., Reijerink, J., & Schoumans, O. (1995). Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In K. Steele, *Animal waste and the land-water interface* (pp. 239-249). Boca Raton, Florida, EEUU: CRC Press.

Bremner, J., & Mulvaney, C. (1982). Total nitrogen. In A. Page, R. Miller, & D. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 595-624). Madison, Wisconsin, US: ASA and SSSA.

Brock, E., Ketterings, Q., & Kleinman, P. (2007). Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, *77*, 269–281.

Burkholder, J., Libra, B., Weyer, P., Heathcote, S., Kolpin, D., Thorne, P. S., et al. (2007). Impacts of Waste from Concentrated Animal Feeding Operations on Water Quality. *Environ Health Perspect*, *115* (2), 308–312.

Butterly, C., Bünemann, E., McNeill, A., Baldock, J., & Marschner, P. (2009). Carbon pulses but not phosphorus pulses are related to decreases in microbial biomass during repeated drying and rewetting of soils. *Soil Biology & Biochemistry*, *41*, 1406–1416.

Cabello, M., Gutiérrez Boem, F., Quintero, C., & Rubio, G. (2016). Soil Characteristics Involved in Phosphorus Sorption in Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, *80*, 1585–1590.

Cabral, M., Marlats, A., Andrade, G., Muntz, D., Sierra, L., García, L., et al. (. 2010.). Cartografía Temática para el ordenamiento territorial, Partido de Marcos Paz, provincia de Buenos Aires. . *V Congreso Iberoamericano de Ambiente y Cali*.

Cabral, M., Marlats, A., Andrade, G., Muntz, D., Sierra, L., García, L., et al. (2010). Cartografía Temática para el ordenamiento territorial, Partido de Marcos Paz, provincia de Buenos Aires. *V Congreso Iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida – 6to Congreso de Ambiente y Calidad de Vida* (p. 13). Catamarca, Argentina: Universidad Nacional de Catamarca.

Cabrera Capitán, F. (1975). Estudio de la adsorción isoterma de aniones ortofosfato por óxidos metálicos existentes en la naturaleza. Resumen de Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad de Sevilla. 54. Sevilla, España.

Camargo Valero, M., & Cruz Torres, L. (1999). Sustancias Húmicas en Aguas Para Abastecimiento. *Revista Ingeniería e Investigación* , 44, 63-72.

Campbell, L., & Racz, G. (1975). Organic and inorganic P content, movement and mineralization of P in soil beneath a feedlot. *Can. J. Soil Sci.* , 55, 457-466.

Cappannini, D., & Domínguez, O. (1961). Los principales ambientes geoedafológicos de la Provincia de Buenos Aires. *Instituto de Investigaciones Agrícolas (IDIA)* , 163, 33-39.

Casson, J., Bennett, D., Nolan, S., Olson, B., & Ontkian, G. (2006). Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *J. Environ. Qual.* , 35, 2212–2221.

Chagas, C., Piazza, M., De Siervi, M., Santanatoglia, O., Morettón, J., Paz, M., y otros. (2007). Overland run-off water quality in extensive and intensive farming systems of Argentina. *Agrochimica* , 51 (2-3), 130-136.

Chardon, W., & Schoumans, O. (2002). Solubilization of phosphorus: Concepts and process description of chemical mechanisms. In W. Chardon, & O. Schoumans (Eds.), *Phosphorus losses from agricultural soils: Processes at the field scale; COST Action 832 Quantifying the agricultural contribution to eutrophication; selected papers from the meetings of Working Group 2* (pp. 42-52). Wageningen, Holanda: Alterra.

Ciapparelli, I. (2018). *Desorción y pérdida de fósforo en un suelo agrícola altamente impactado con estiércol bovino (Tesis de Maestría)*. Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Bs. As., Argentina.

Ciapparelli, I., & García, A. (2014). Use of Manure to wheat production in an argentinean hapludoll soil. *J. Pollut. Eff. Cont.* , 3 (131).

Ciapparelli, I., Iorio, A. F., & García, A. R. (2016). Phosphorus downward movement in soil highly charged with cattle manure. *Environ Earth Sci.* , 75 (7), 568, ISSN: 1866 6299.

Conti, M. (2000). *Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos* (2° ed.). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires.

Conzonno, V. (1996). Sustancias húmicas solubles presentes en ambientes acuáticos. Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Químicas de la Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Curtin, D., Selles, F., & Steppuhn, H. (1992). Influence of salt concentration and sodicity on the solubility of phosphate in soils. *Soil Science* , 153 (5), 409-416.

da Silva Galvão, S., & Salcedo, I. (2009). Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. *R. Bras. Ci. Solo* , 33, 613-622.

Dąbrowski, A. (2001). Adsorption - from theory to practice. *Advances in Colloid and Interface Science* , 93, 135-224.

Dada, A., Olalekan, A., Olatunya, A., & Dada, O. (2012). Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin–Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn²⁺ unto phosphoric acid modified rice husk. *IOSR Journal of Applied Chemistry* , 3 (1), 38-45.

Darke, A., & Walbridge, M. (1994). Estimating non-crystalline and crystalline aluminum and iron by selective dissolution in a riparian forest soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* , 25, 2089–2101.

Delgado, A., & Scalenghe, R. J. (2008). Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. Review Article. *Plant Nutr. Soil Sci.* , 171, 552–575.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. (2008). InfoStat. (versión 2008). Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.

Dubus, I. (1997). La rétention du phosphore dans les sols: principes d'étude, modélisation, mécanismes et compartiments du sol impliqués. *ORSTOM Nouméa, Doc. Sci. Tech.* , 78.

Dyer, I., & O'Mary, C. (1977). *The Feedlot* (2nd ed.). Philadelphia: Lea and Febiger.

Eghball, B. (2003). Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* , 34 (19-20), 2803–2815.

Eghball, B. (2002). Waste management: Soil properties as influenced by phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications. *Agron. J.* , 94, 128–135.

Eghball, B., & Power, J. (1994). Beef cattle feedlot manure management. *J. Soil Water Conservation* , 49, 113-122.

Eghball, B., Binford, G., & Baltensperger, D. (1996). Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.* , 25 (6), 1339-1343.

Eghball, B., Ginting, D., & Gilley, J. (2004). Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agron. J.* , 96, 442-447.

Ehlert, P., Morel, C., Fotyma, M., & Destain, J.-P. (2003). Potential role of phosphate buffering capacity of soils in fertilizer management strategies fitted to environmental goals. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk* , 166, 409-415.

Elrashidi, M. M., & Zimmer, T. (2005). Changes in release characteristics and runoff phosphorus for soils amended with manure. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* , 36 (13-14), 1851-1873.

Eyherabide, M., Sainz Rozas, H., Barbieri, P., & Echeverría, H. E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del suelo* , 32 (1), 13-19.

FAO (Food and Agriculture Organization). (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO, Riego Y Drenaje. N° 56*. Roma, Italia: FAO of the United Nations.

FAO (Food and Agriculture Organization). (2009). *Guía para la descripción de suelos* (4ta ed.). Roma, Italia: FAO of the United Nations.

Ferguson, R., Nienaber, J., Eigenberg, R., & Woodbury, B. (2005). Long-term effects of sustained beef feedlot manure application on soil nutrients, corn silage yield, and nutrient uptake. *J. Environ. Qual.* , 34, 1672–1681.

Fleite, S. N., García, A. R., & Iorio, A. F. (2017). Análisis hipsométrico de la pampa ondulada y su importancia como herramienta para la prevención de impactos ambientales. *AUGMDOMUS* , 9, 7.

Freeze, R., & Cherry, J. (1979). *Groundwater (traducido al español)*. (L. Valbuena (Rev.), L. Suescún (Ed.), Eds., M. Rangel Medina, D. Cañez Araiza, I. Grijalva Leal, D. Zayas Ayón, A. Taylor Castillo, & M. Flores, Trans.) Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall; Disponible en: <http://hydrogeologistswithoutborders.org/wordpress/1979-espanol/>.

Galantini, J. (2001). Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. *RIA : Revista de Investigaciones Agropecuarias* , 30 (1), 125-145.

García, A. R. (2009). Actividades de engorde a corral (feedlot): retención y movilización de nitrógeno y fósforo en un suelo Hapludol éntico, y su potencial impacto en el ambiente. *Tesis para obtener el grado de Magister de la Universidad de Buenos Aires, área Ciencias del Suelo* , 149. Ciudad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina: Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

García, A. R. (2015). Flujos de agua y de solutos disueltos en suelos de corrales de engorde de ganado vacuno. Implicaciones potenciales en la calidad de los recursos hídricos locales. *Tesis Doctoral* , 144. A Coruña, Galicia, España: Universidade da Coruña.

García, A. R., Fleite, S., Ciapparelli, I., Vázquez Pugliese, D., Weigandt, C., & Iorio, A. F. (2015). Observaciones, desafíos y oportunidades en el manejo de efluentes de feedlot en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* , 25, 255-262.

García, A. R., Fleite, S., Vazquez Pugliese, D., & Iorio, A. F. (2013). Feedlots and Pollution- A growing threat to water resources of agro-production zone in Argentina. *Environ. Sci. Technol.* , 47 (21), 11932–11933.

García, A. R., Maisonnave, R., Massobrio, M., & Iorio, A. d. (2012). Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *J. Environ. Qual.* , 41, 1591-1599.

García, A. R., Zorich, C., Ciapparelli, I., & Fleite, S. (2020). Manejo de los residuos en establecimientos de producción bovina (EPB). In *Manejo de residuos de producciones animales intensivas: Avícola, Porcina y Bovina (tambo y feedlot). Hacia una gestión sustentable*. Bs.As.: Ediciones INTA (En prensa).

García, A., & Iorio, A. F. (2003). Phosphorus distribution in sediments of Morales Stream (tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentina). The influence of organic point source contamination. *Hidrobiología* , 492, 129-138.

García, A., Fleite, S., & Bereterbide, J. (2017). *Marco legal ambiental para el manejo de residuos en producciones animales intensivas*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.

García, A., Iorio, A. F., & Massobrio, M. (2006). Comportamiento de nutrientes derivados de actividades de engorde a corral (feedlot) en Hapludoles del Oeste de la provincia de Buenos Aires-Argentina. *Agrochimica* (3-4), 148-157.

García, A., Massobrio, M., & Iorio, A. F. (2007). Efficiency of deflation hollows in storage of nutrients and salt of the wastewater and feedlot runoff in Sandy Pampa-Argentina. In O. Scarpati, & J. Jones (Eds.), *Environmental change and rational water use* (p. 458). Buenos Aires, Argentina: Orientación Gráfica Editora.

Glæsner, N., Donner, E., Magid, J., Rubæk, G., & Zhang, H. L. (2012). Characterization of leached phosphorus from soil, manure, and manure-amended soil by physical and chemical fractionation and diffusive gradients in thin films (DGT). *Environ. Sci. Technol.* , 46, 10564–10571.

González, J., Cruzate, G., & Panigatti, J. (2013). *Suelos de la costa NE del río Paraná, provincia de Buenos Aires*. San Pedro, Buenos Aires, Argentina: INTA.

Gordon, H., Haygarth, P., & Bardgett, R. (2007). Hydrological pulsing and grass species effects on nutrient retention in soils of differing microbial community composition. In G. Heckrath, G. Rubæk, & B. Kronvang (Ed.), *The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5)-Diffuse Phosphorus Loss: Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological Effects in River Basins*. 130, pp. 127-129. Silkeborg: Denmark.

Graetz, D., & Nair, V. (2000). Phosphorus sorption isotherm determination. In G. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters* (pp. 33-37). Virginia Tech University, Virginia, US: SERA-IEG 17 (Southern Extension/Research Activity - Information Exchange Group).

Graetz, D., Nair, V., Portier, K., & Voss, R. (1999). Phosphorus accumulation in manure-impacted Spodosols of Florida. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75, 31-40.

Grant, W. (1982). Exchangeable cations. In A. Page, R. Miller, & D. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 159-165). Madison, Wisconsin, US: ASA and SSSA.

Griffin, T., Honeycutt, C., & He, Z. (2003). Changes in soil phosphorus from manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67, 645-653.

Gu, S., Gruau, G., Malique, F., Dupas, R., Petitjean, P., & Gascuel-Odoux, C. (2018). Drying/rewetting cycles stimulate release of colloidal-bound phosphorus in riparian soils. *Geoderma*, 321, 32-41.

Ham, J. M. (2002). Seepage losses from animal waste lagoons: a summary of a four-year investigation in Kansas. *Transactions of the ASAE*, 45 (4), 983-992.

Hao, X., & Chang, C. (2003). Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94, 89-103.

Hao, X., & Chang, C. (2002). Effect of 25 annual cattle manure application on soluble and exchangeable cations in soil. *Soil Science*, 167 (2), 126-134.

Harris, W., Wang, H., & Reddy, K. (1994). Dairy manure influence on soil and sediment composition: Implications for phosphorus retention. *J. Environ. Qual.*, 23, 1071-1081.

Havlin, J. L. (2004). Technical basis for quantifying phosphorus transport to surface and groundwaters. *J. Anim. Sci.*, 82 (E. Suppl.), E277-E291.

Hazelton, P., & Murphy, B. (2007). *Interpreting soil test results. What do all the numbers mean?* (2° ed.). Collinwood, Australia: CSIRO Publishing.

He, Z., & Honeycutt, C. (2001). Enzymatic characterization of organic phosphorus in animal manure. *J. Environ. Qual.* , 30, 1685–1692.

Heredia, O. S. (2000). Fósforo. En M. Conti, *Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos* (2° ed., pág. 430). Buenos Aires: Facultad de Agronomía– Universidad de Buenos Aires.

Heredia, O., Giuffré, L., & Rotondaro, R. (1997). Fósforo adsorbido: su relación con el P Bray y Olsen en grandes grupos de suelos de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Facultad de Agronomía* , 17 (3), 253-262 .

Holford, I., Hird, C., & Lawrie, R. (1997). Effects of animal efluents on the phosphorus sorption characteristics of soils. *Aust. J. Soil Res.* , 35, 365-373.

Hooiveld, M., Smit, L., van der Sman-de Beer, F., Wouters, I. M., van Dijk, C. E., Spreeuwenberg, P., et al. (2016). Doctor-diagnosed health problems in a region with a high density of concentrated animal feeding operations: a cross-sectional study. *Environmental health : a global access science source* , 15 (24).

Ige, D., Akinremi, O., & Flaten, D. (2005). Environmental index for estimating the risk of phosphorus loss in calcareous soils of Manitoba. *J. Environ. Qual.* , 34, 1944–1951.

IGM (Instituto Geográfico Militar). (1958). Carta topográfica, hoja 3560-18-1 Marcos Paz (escala 1:50.000).

Imbellone, P., Giménez, J., & Panigatti, J. (2010). *Suelos de la Región Pampeana: Procesos de formación*. Buenos Aires, Argentina: INTA.

Index Mundi. (2020). *Index Mundi [Internet]*. Retrieved diciembre 2020, from Index Mundi: <https://www.indexmundi.com/es/precios-de-mercado/?mercancia=superfosfato-triple>

INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). (2009). *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Instituto de Suelos*. (INTA, Ed.) Recuperado el 24 de Abril de 2020, de Carta de suelos de la República Argentina: <http://anterior.inta.gob.ar/suelos/cartas/index.htm>

Iorio, A. F. (2010). Capacidad de sorción de Cu y Zn en Natracuoles de la Pampa Deprimida (Argentina). Relación con las distintas fases geoquímicas. Memoria para optar al grado de Doctora de la Universidad de Vigo. 508. Vigo, España.

IUSS Grupo de Trabajo WRB. (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. Roma, Italia: FAO.

Jaramillo Jaramillo, D. (2011). Caracterización de la materia orgánica del horizonte superficial de un Andisol hidromórfico del Oriente Antioqueño (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35 (134), 23-33.

Jiménez Sales, M. (2008). Transferencia de nutrientes entre la columna de agua y el sedimento bajo condiciones anaerobias en el embalse de Beniarrés (Alicante). *Tesis Máster Oficial Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Dpto. Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia*, 154. Valencia.

Juo, A., & Fox, R. (1977). Phosphate sorption characteristics of some benchmark soils of West Africa. *Soil Science*, 124 (6), 370-376.

Kashem, A., Akinremi, O., & Racz, G. (2004). Phosphorus fractions in soil amended with organic and inorganic phosphorus sources. *Can. J. Soil Sci.*, 84, 83–90.

Keeney, D., & Nelson, D. (1982). Nitrogen - Inorganic forms. In A. Page, R. Miller, & D. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 643-698). Madison, Wisconsin, US: ASA and SSSA.

Kissinger, W. F., Koelsch, R. K., Erickson, G. E., & Klopfenstein, T. J. (2007). Characteristics of Manure Harvested from Beef Cattle Feedlots. *Biological Systems Engineering: Papers and Publications. 6*, 23 (3), 357-365.

Kleinman, P., Srinivasan, M., Sharpley, A., & Gburek, W. (2005). Phosphorus leaching through intact soil columns before and after poultry manure application. *Soil Science*, 170 (3), 153-166.

Klingebiel, A., & Montgomery, P. (1961). *Land capability classification. USDA Agricultural Handbook 210*. Washington DC, EEUU: US Government Printing Office.

Klute, A., & Dirksen, C. (1986). *Method of soil analysis: Physical and mineralogical methods*. Madison, Wisconsin, US: Soil Sci. Soc. Am. Inc.

Kruse, E., & Zimmermann, E. (2002). Hidrogeología de grandes llanuras. Particularidades en la llanura pampeana (Argentina). *Congreso XXXII IAH & VI ALHSUD CONGRESS 2002. GROUNDWATER AND HUMAN DEVELOPMENT*, (págs. 2025-2038). Mar del Plata, Argentina.

Kuo, S. (1991). Phosphate buffering and availability in soils. *Trends in Soil Sci.*, 1, 203-213.

Laboski, C., & Lamb, J. (2004). Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristics and subsequent water quality implications. *Soil Science* , 169 (6), 440-448.

Lasa, I., del Pozo, J., Penadés, J., & Leiva, J. (2005). Biofilms bacterianos e infección. *An. Sist. Sanit. Navar.* , 28 (2), 163-175.

Lindsay, A. (1979). *Chemical equilibria in soils*. New York, US: Wiley and Sons.

Lindsay, W., Vlek, P., & Chien, S. (1989). Phosphate minerals. In J. Dixon, & S. Weed (Eds.), *Minerals in Soil Environment* (2° ed., pp. 1089–1130). Madison, Wisconsin, US: Soil Sci. Soc. Am. Inc.

López Camelo, L. G. (1989). Índices de sorción de fósforo y su relación con algunas propiedades de los suelos. *Ciencia del Suelo* , 7 (1-2).

Magrin, G., Travasso, M., López, G., Rodríguez, G., & Lloveras, A. (2007). *Vulnerabilidad de la producción agrícola en la Región Pampeana argentina. Informe final*.

Maisonave, R. (2002). Consecuencias ambientales de la producción de carne bovina en sistemas intensivos confinados (Feedlots). *Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires* , http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3532_Maisonave.pdf.

Mavi, M., & Marschner, P. (2012). Drying and wetting in saline and saline-sodic soils—effects on microbial activity, biomass and dissolved organic carbon. *Plant soil* , 355, 51-62.

Medina, A., & Carrera, J. (1996). Coupled estimation of flow and solute transport parameters. *Wat. Resour. Res.* , 32 (10), 3063-3076.

Medina, A., Galarza, G., & Carrera, J. (1996). Transin-II. Fortran code for solving the coupled ow and transport inverse problem in saturated conditions. *El Berrocal Project. Topical Report* , 4 (16).

Mendoza, R., & Marbán, L. (1990). Evaluación del fósforo residual en suelos fertilizados: comparación entre Bray I, Bray II, Olsen y Punto Nulo (P en solución). *Ciencia del Suelo* , 8 (2), 101-109.

MLA (Meat & Livestock Australia). (2012). *National Guidelines for Beef Cattle Feedlots in Australia* (3rd ed.). North Sydney, Australia: Meat & Livestock Australia in association with the Australian Lot Feeders' Association and the Feedlot Industry Accreditation Committee.

Moody, P., & Bolland, M. (1999). Phosphorus. In K. Peverill, L. Sparrow, & D. Reuter (Eds.), *Soil analysis: an interpretation manual* (pp. 187–220). Melbourne: CSIRO.

Morari, F., Lugato, E., & Giardini, L. (2008). Olsen phosphorus, exchangeable cations and salinity in two long-term experiments of north-eastern Italy and assessment of soil quality evolution. *Agriculture, Ecosystems and Environment* , 124, 85–96.

Morrás, H. (2010). Ambiente físico del Área Metropolitana. En A. E. Lattes (Ed.), *Dinámica de una ciudad: Buenos Aires, 1810-2010* (1° ed., págs. 25-62). CABA, Buenos Aires, Arg: Dir. Gral. de Estadísticas y Censos, Gob. de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Morrás, H. J. (2010). Ambiente físico del Área Metropolitana. En A. E. Lattes (Coord.), *Dinámica de una ciudad: Buenos Aires 1810-2010* (pág. 536). Buenos Aires, Argentina: Dirección General de Estadística y Censos. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.

Morrás, H., & Moretti, L. (2016). A new soil-landscape approach to the genesis and distribution of Typic and Vertic Argiudolls in the Rolling Pampa of Argentina. In J. Zinck, G. Metternicht, G. Bocco, & H. F. Del Valle (Eds.), *Geopedology, an integration of Geomorphology and Pedology for soil and landscapes studies* (pp. 193 – 209). Suiza: Springer.

Moscatelli, G. (1991). Los suelos de la Región Pampeana. In O. Barsky (Ed.), *El desarrollo agropecuario pampeano* (Colección Estudios Políticos y Sociales. 1° ed., pp. 11-76). Buenos Aires, Arg.: Grupo Editor Latinoamericano, INDEC, INTA, IICA.

Murphy, J., & Riley, H. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* , 27, 31-36.

Nair, P., Logan, T., Sharpley, A., Sommers, L., Tabatabai, M., & Yuan, T. (1984). Interlaboratory comparison of a standardized phosphorus adsorption procedure. *J. Environ. Qual.* , 13, 591-595.

Nelson, N., Parsons, J., & Mikkelsen, R. (2005). Field-scale evaluation of phosphorus leaching in acid sandy soils receiving swine waste. *J. Environ. Qual.* , 34, 2024–2035.

Nguyena, B., & Marschnerb, P. (2005). Effect of drying and rewetting on phosphorus transformations in red brown soils with different soil organic matter content. *Soil Biology & Biochemistry* , 37, 1573–1576.

Nittmann, J. J. (n.d.). SIMULACIÓN DEL FLUJO Y TRANSPORTE DE LA EDAD DEL.

Nittmann, J. J. (2014). Simulación del flujo y transporte de la edad del agua subterránea en el sistema acuífero Guaraní (SAG). Tesis para la obtención del grado de Doctor en Ingeniería, Mención Recursos Hídricos, Universidad Nacional Del Litoral. 201. Santa Fe,

Argentina: Comisión de Posgrado, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Ciudad Universitaria.

NRCS (Natural Resources Conservation Service). (2004). Electronic Directives System. *National Engineering Handbook - Part 630 Hydrology* , Disponible en: <https://directives.sc.egov.usda.gov/>. US: NRCS - USDA (United States Department of Agriculture).

Oades, J. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* , 56, 377-400.

Øgaard, A. (1996). Effect of fresh and composted cattle manure on phosphate retention in soil. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* , 46, 98-105.

Olivieri, G., & Rutter, B. (2003). Afecciones podales en bovinos. *Monografía final del curso Nutrición en la Intensificación, Cátedra de Nutrición y Alimentación Animal* . Ciudad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina: Fac. de Veterinaria, Universidad de Buenos Aires.

Olson, R. V., & Ellis (Jr.), R. (1982). Iron. In A. Page, R. Miller, & D. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 301- 312). Madison, Wisconsin, US: ASA and SSSA.

Orgeira, M., Vásquez, C., Compagnucci, R., Raposo, I., & Pereyra, F. (2009). Magnetismo de rocas en suelos actuales de la Pampa Ondulada, provincia de Buenos Aires, Argentina: Vinculación del clima con el comportamiento magnético. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* , 26 (1), 65-78.

Pagliari, P., & Laboski, C. (2012). Investigation of the inorganic and organic phosphorus forms in animal manure. *J Environ Qual* , 41 (3), 901-910.

Parfitt, R. (1989). Optimum conditions for extraction of Al, Fe, and Si from soils with acid oxalate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* , 20 (7-8), 801-816.

Parker, D., Eisenhauer, D., Schulte, D., & Nienaber, J. (1999). Seepage characteristics and hydraulic properties of a feedlot runoff storage pond. *Transactions of the ASAE* , 42 (2), 369-380.

Pautler, M., & Sims, J. (2000). Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 64, 765-773.

Pereyra, F. (2003). *Ecorregiones de la Argentina* (Vol. 37). Buenos Aires, Argentina: Servicio Geológico Minero Argentino SEGEMAR.

Pérez Ballari, A., Botana, M., & Scarpati, O. (2009). Distribución de las sequías e identificación de áreas de riesgo (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Huellas* , 13, 130-146.

Pose, N., Zamuner, E., & Echeverría, H. (2012). Grado de saturación y riesgo de pérdidas de fósforo en un molisol del sudeste bonaerense cultivado con papa. *Ci. Suelo* , 30 (1), 1-8.

Pose, N., Zamuner, E., Eyherabide, G., Picone, L., Videla, C., Wyngaard, N., et al. (2010). Métodos de determinación del grado de saturación de fósforo en un suelo del sudeste bonaerense. *XXII Congreso Argentino de Ciencia del Suelo*, (p. 5). Rosario, Santa Fe, Argentina.

Pote, D., Daniel, T., Nichols, D., Sharpley, A., Moore, P., Miller, J., et al. (1999). Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *J. Environ. Qual.* , 28, 170-175.

Pote, D., Daniel, T., Sharpley, A., Moore, P. J., Edwards, D., & Nichols, D. (1996). Relating Extractable Soil Phosphorus to Phosphorus Losses in Runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 60, 855-859.

PROSAP: Programa de Servicios Agrícolas Provinciales, M. d. (n.d.). *Instructivo - (R014) Medición de la infiltración en el suelo mediante infiltrómetros doble anillo*. Retrieved abril 5, 2021, from <http://www.prosap.gov.ar/>: http://www.prosap.gov.ar/Docs/INSTRUCTIVO%20_R014_%20infiltrometro%20doble%20anillo.pdf

Reddy, K., Overcash, M., Khaleel, R., & Westerman, P. (1980). Phosphorus adsorption-desorption characteristics on two soils utilized for disposal of animal wastes. *J. Environ. Qual.* , 9, 86-92.

Rhoades, J. (1982). Cation Exchange Capacity. In A. Page, R. Miller, & D. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties* (pp. 149- 157). Madison, Wisconsin, US: ASA and SSSA.

Richards, L. A. (Ed.). (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Washington DC, US: USDA.

Rossi, M. C. (2010). Estudio comparativo de Udoles de la región pampeana: Factores que influyen en la producción de granos. *Tesis de grado. Departamento de Agronomía. Universidad Nacional del Sur* , 51.

Rubio, G., & Lavado, R. (1990). Efectos de alternativas de manejo pastoril sobre la densidad aparente de un Natracualf. *Ciencia del Suelo* , 8 (1), 79-82.

Safari Sinangani, A., & Mahohi, A. (2009). The effects of water potential on some active forms of phosphorus in a calcareous soil amended with sewage sludge. *J. Appl. Sci. Environ. Management* , 13 (3), 19-25.

Santa Cruz, J., & Silva Busso, A. (1999). Escenario Hidrogeológico de los Principales Acuíferos de la Llanura Pampeana y Mesopotámica Meridional Argentina. *Serie de Correlación Geológica* , 13, 461-471.

Santa Cruz, J., & Silva Busso, A. (2002). Evolución hidrodinámica del agua subterránea en el conurbano de Buenos Aires, Argentina. *Boletín Geológico y Minero* , 113 (3), 259-272.

Schoumans, O., van der Salm, C., & Groenendijk, P. (2013). PLEASE: a simple model to determine P losses by leaching. *Soil Use and Management* , 29, 138-146.

Schulte, E., & Hopkins, B. (1996). Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. In F. Magdoff, M. Tabatabai, & E. Hanlon (Eds.), *Soil organic matter: Analysis and interpretation* (pp. 21–31). Madison, Wisconsin, US: SSSA.

Schulz, C., & García, R. (2018). *Apuntes sobre Geohidrología Ambiental*. Proyecto de Investigación y Desarrollo 075/2011. "Comportamiento y evolución espacio-temporal del arsénico en aguas subterráneas de la República Argentina". Universidad Nacional de La Pampa. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica, Consejo Hídrico Federal. Plan Nacional Federal de Aguas Subterráneas. Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda, Presidencia de la Nación: COHIFE (Consejo Hídrico Federal).

Schulz, C., & García, R. (2018). *Apuntes sobre geohidrología ambiental*. . Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica, Consejo Hídrico Federal. Universidad Nacional de La Pampa; Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Scoppa, C., & Vargas Gil, J. (1969). Delimitación de sub-zonas geomorfológicas en un sector de la región pampeana y sus relaciones edafogenéticas. *Actas 5a. Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo. Santa Fe, Arg.* (pp. 424-431). Buenos Aires, Arg.: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

Sekhon, B. (2002). *Modeling of soil phosphorus sorption and control of phosphorus pollution with acid mine drainage floc. (Tesis de Doctorado)*. Davis College of Agriculture, Forestry, and Consumer Sciences, West Virginia University. Virginia, US.

Self-Davis, M., Moore, P., & Joern, B. (2000). Determination of water and/or dilute salt extractable phosphorus. In G. M. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters - Southern Cooperative Series Bulletin N°396* (pp. 24-26). North Carolina State University, US: SERA-IEG 17 (Southern Extension/Research Activity - Information Exchange Group).

Self-Davis, M., Moore, P., & Joern, B. (2000). Determination of water and/or dilute salt extractable phosphorus. In G. M. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters* (pp. 24-26). Virginia Tech University, Virginia, US: SERA-IEG 17 (Southern Extension/Research Activity - Information Exchange Group).

SENASA (Dirección Nacional de Sanidad Animal). (2013). *Establecimientos de engorde a corral: 2008-2013: Actualización a junio de 2013*. SENASA-Dirección de Control de Gestión y Programas Especiales. Buenos Aires: SENASA.

Shainberg, I., & Letey, J. (1984). Response of Soils to Sodic and Saline Conditions. *Hilgardia*, 52 (2), 1-57.

Sharpley, A., & Sisak, I. (1997). Differential availability of manure and inorganic sources of phosphorus in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 1503-1508.

Sharpley, A., & Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *J. Environ. Qual.*, 29, 176-181.

Sharpley, A., Jones, C., Gray, C., & Cole, C. (1984). A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 805-809.

Siddique, M., & Robinson, J. (2003). Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 32, 1114–1121.

Singh, M., Tripathi, A., Reddy, K., & Singh, K. (2001). Soil phosphorus dynamics in a Vertisol as affected by cattle manure and nitrogen fertilization in soybean-wheat system. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 691–696.

Singh, V., Dhillon, N., & Brar, B. (2006). Effect of incorporation of crop residues and organic manures on adsorption/desorption and bio-availability of phosphate. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 76, 95–108.

SMN (Servicio Meteorológico Nacional). (2020). *Servicio Meteorológico Nacional [Internet] Ministerio de Defensa, Presidencia de la Nación; CABA: Argentina; 1872-*, Contenido bajo licencia Creative Commons Atribución 2.5Argentina

(<http://creativecommons.org/licenses/by/2.5/ar/legalcode>). Recuperado el Octubre de 2020, de SMN: <https://www.smn.gob.ar/>

Snars, K., Brookes, P., Swain, A., Blackwell, M., Williams, J., Murray, P., et al. (2007). The impacts of organic matter incorporation and hydrological stress on microbial biomass phosphorus dynamics. In G. Heckrath, G. Rubæk, & B. Kronvang (Ed.), *The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5)- Diffuse Phosphorus Loss: Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological Effects in River Basins*. 130, pp. 131-133. Silkeborg: Denmark.

SSDS (Soil Survey Division Staff). (2017). *Soil survey manual* (Vol. USDA Handbook 18). (C. Ditzler, K. Scheffe, & H. Monger, Eds.) Washington D.C., US: Government Printing Office.

SSDS (Soil Survey Division Staff). (1993). *Soil survey manual. Handbook No. 18*. Washington DC, US: US Department of Agriculture (USDA).

Sun, D., Bi, Q., Li, K., Dai, P., Yu, Y., Zhou, W., et al. (2018). Significance of temperature and water availability for soil phosphorus transformation and microbial community composition as affected by fertilizer sources. *Biol Fertil Soils*, 54, 229–241.

Sun, D., Bi, Q., Li, K., Zhu, J., Zhang, Q., Jin, C., et al. (2018 a). Effect of Soil Drying Intensity During an Experimental Drying-Rewetting Event on Nutrient Transformation and Microbial Community Composition. *Pedosphere*, 28 (4), 644–655.

Suñer, L., & Galantini, J. (2015). Texture Influence on Soil Phosphorus Content and Distribution in Semiarid Pampean Grasslands. *IJPSS*, 7 (2), 109-120.

Sweeten, J. (1998). Cattle feedlot manure and waste management practices. In J. Hatfield, & B. Stewart (Eds.), *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource* (pp. 125-156). Chelsea, MI: Ann Arbor Press.

Sweeten, J. (1996). Cattle feedlot manure and wastewater management practices for water and air pollution control. In G. T. R.C. Albin, *Cattle feeding: A guide to management* (2° ed., pp. 62–84). Amarillo, Texas, EEUU: Trafton Printing.

Sweeten, J. M. (1990). *Cattle Feedlot Waste Management Practices For Water and Air Pollution Control*. College Station, Texas, US: Texas Agricultural Extension Service.

Sweeten, J. M. (1988). Groundwater Quality Protection for Livestock Feeding Operations. 2° (1991), 12. College Station, Texas, EEUU: Texas Agricultural Extension Service, The Texas A&M University System.

Tabatabai, M. A. (1996). Soil Organic Matter Testing: An Overview. In F. R. Magdoff, M. A. Tabatabai, & E. A. Hanlon Jr. (Eds.), *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*. SSSA.

Taboada, M. A., & Alvarez, C. R. (2008). Root abundance of maize in conventionally-tilled and zero-tilled soils of Argentina. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* , 32 (2).

Taboada, M., & Lavado, R. (Eds.). (2009). *Alteraciones de la fertilidad de los suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones* (1 ed.). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Tanganelli, K. M. (2011). Sequential fractionation and water soluble phosphorus methods to investigate soil phosphorus in a long-term manure application. *Submitted to the Faculty of the Graduate College of the Oklahoma State University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of MASTER OF SCIENCE* , 98. Oklahoma State University, Oklahoma, US.

Thornthwaite, C., Biel, E., Church, P., Jacobs, W., Landsberg, H., Leighly, J., et al. (1949). Report of the Committee on Climatology, 1947-1948. *Transactions American Geophysical Union* , 30 (3), 439-443.

Tiessen, H., Stewart, J., & Cole, C. (1984). Pathways of phosphorus transformation in soils of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 48, 853-858.

Toor, G., Hunger, S., Peak, J., Sims, J., & Sparks, D. (2006). Advances in the characterization of phosphorus in organic wastes: environmental and agronomic applications. *Advances in Agronomy* , 89.

Tucker, R., McDonald, S., O'Keefe, M., Craddock, T., & Galloway, J. (2015). Beef cattle feedlots: waste management and utilisation. *Meat & Livestock Australia* , 89. North Sydney, New South Wales, Australia: Meat & Livestock Australia Ltd.

Turner, B., & Leytem, A. (2004). Phosphorus compounds in sequential extracts of animal manures: Chemical speciation and a novel fractionation procedure. *Environ. Sci. Technol.* , 38, 6101–6108.

Turner, B., Driessen, J., Haygarth, P., & McKelvie, I. (2003). Potential contribution of lysed bacterial cells to phosphorus solubilization in two rewetted Australian pasture soils. *Soil Biology & Biochemistry* , 35 (1), 187–189.

USEPA (US Environmental Protection Agency). (2000). *Profile of the Agricultural Livestock Production Industry* , EPA/310-R-00-002 . Washington DC, US: EPA Office of Compliance Sector Notebook Project.

USEPA (US Environmental Protection Agency). (2004). *Managing manure nutrients at concentrated animal feeding operations*, EPA-821-B-04-009, 230. Washington, US: USEPA - Office of Water.

USEPA (US Environmental Protection Agency). (2010). Electronic Code of Federal Regulations (e-CFR), Title 40-Protection of Environment, Chapter I-EPA, Subchapter D-Water Programs, Part 122-EPA Administered Permit Programs. *The National Pollutant Discharge Elimination System, Subpart B-Permit Application and Special NPDES Program Requirements, Section 122.23-Concentrated animal feeding operations*, Available from: <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2011-title40-vol22/pdf/CFR-2011-title40-vol22-sec122-23.pdf>.

USEPA (US Environmental Protection Agency). (1996). Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils. Revision 2. In *Test methods for evaluating solid wastes. Physical/chemical methods. SW-846, Vol. 1, Section A, Part I, Chapter 3* (p. 12). Washington DC, US: USEPA.

Vaillant, G., Pierzynski, G., Ham, J., & DeRouchey, J. (2009). Nutrient Accumulation below Cattle Feedlot Pens in Kansas. *J. Environ. Qual.*, 38, 909–918.

Varni, M. (2005). Evaluación de la recarga al acuífero del Azul: valores medios y variaciones temporal y espacial. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Argentina.

Vázquez Pugliese, D., & García, A. (2013). Simulación de Escorrentías en Feedlot: cálculo del número de curva para estimar volumen y determinación de la calidad química. *XXIV Congreso Nacional del Agua "Agua y Desarrollo Humano"*. San Juan, Argentina.

Vives, L., Mancino, C., & Scioli, C. (2012). *Proyecto de Aguas Subterráneas en la Cuenca Matanza Riachuelo - Informe Final - Modelo conceptual y numérico del flujo de agua subterránea de la cuenca del río Matanza-Riachuelo*. Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff"; Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires; Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires; Municipalidad de Azul. Instituto de Hidrología de Llanuras (Ihlla).

Vives, L., Melián, A., Scioli, C., Alcaraz, M., & Pelizardi, F. (2015). *Proyecto de Aguas Subterráneas en la Cuenca Matanza Riachuelo - Informe Final 17 - Actualización del modelo numérico de flujo de agua subterránea y de transporte de soluto en la cuenca Matanza-Riachuelo*. Instituto de Hidrología de Llanuras (Ihlla).

Vu, D., Tang, C., & Armstrong, R. (2010). Transformations and availability of phosphorus in three contrasting soil types from native and farming systems: A study using fractionation and isotopic labeling techniques. *J Soils Sediments* , 10, 18–29.

Wagner, S., Cattle, S., & Scholten, T. (2007). Soil-aggregate formation as influenced by clay content and organic-matter amendment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* , 170, 173–180.

Walkley, S., & Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* , 37, 29-38.

Wandruszka, R. v. (2006). Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. *Geochemical Transactions* , 7 (6).

Wang, L., & Liang, T. (2014). Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. *Chemosphere* , 103, 148-155.

Wang, Y., Zhang, T., O'Halloran, I., Tan, C., Hu, Q., & Reid, D. (2012). Soil tests as risk indicators for leaching of dissolved phosphorus from agricultural soils in Ontario. *Soil Sci. Soc. Am. J.* , 76 (1), 220-229.

Whalen, J., & Chang, C. (2001). Phosphorus accumulation in cultivated soils from long-term annual applications of cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* , 30, 229-237.

Whalen, J., & Chang, C. (2002). Phosphorus sorption capacities of Calcareous soils receiving cattle Manure applications for 25 years. *Commun. Soil Sci. Plant Anal* , 33 (7,8), 1011–1026.

Wyngaard, N., Picone, L., Videla, C., Zamuner, E., & Maceira, N. (2011). Impact of feedlot on soil phosphorus concentration. *Journal of Environmental Protection* , 2, 280-286.

Yang, X., Li, P., Zhang, S., Sun, B., & Xinping, C. (2011). Long-term- fertilization effect on soil organic carbon, physical properties, and wheat yield of a loess soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* , 000, 1-10.

Zhang, H., & Kovar, J. (2000). Phosphorus fractionation. In G. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters - Southern Cooperative Series Bulletin N°396* (pp. 50-59). North Carolina State University, US: SERA-IEG 17 (Southern Extension/Research Activity - Information Exchange Group).

ANEXO

Análisis de regresión lineal para estimar Q_{max} del horizonte A y del horizonte Bt (Cap. 4)

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Q max (mg P/kg)	9	0.43	0.09	6195.80	95.73	96.72

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	622.65	507.69	-682.42	1927.72	1.23	0.2746		
pH	-43.86	72.53	-230.31	142.59	-0.60	0.5718	2.37	4.23
CO% (WB)	-23.44	113.26	-314.58	267.69	-0.21	0.8442	2.04	17.07
CE	0.39	0.63	-1.24	2.01	0.61	0.5686	2.37	9.49

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	5450.94	3	1816.98	1.26	0.3826
pH	528.13	1	528.13	0.37	0.5718
CO% (WB)	61.88	1	61.88	0.04	0.8442
CE	537.29	1	537.29	0.37	0.5686
Error	7221.32	5	1444.26		
Total	12672.26	8			

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Q max (mg P/kg)	17	0.27	0.03	12938.45	202.56	207.56

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	649.84	392.72	-205.83	1505.51	1.65	0.1239		
CE	0.04	0.19	-0.37	0.45	0.21	0.8353	3.05	1.79
CIC (meq/100gr)	3.24	4.69	-6.98	13.46	0.69	0.5030	3.48	1.97
arcillas	-0.32	4.65	-10.45	9.81	-0.07	0.9464	3.00	3.38
limos	-3.80	4.60	-13.82	6.22	-0.83	0.4249	3.68	2.89

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	27159.42	4	6789.85	1.11	0.3968
CE	276.60	1	276.60	0.05	0.8353
CIC (meq/100gr)	2919.07	1	2919.07	0.48	0.5030
arcillas	28.88	1	28.88	4.7E-03	0.9464
limos	4177.94	1	4177.94	0.68	0.4249
Error	73478.36	12	6123.20		
Total	100637.78	16			

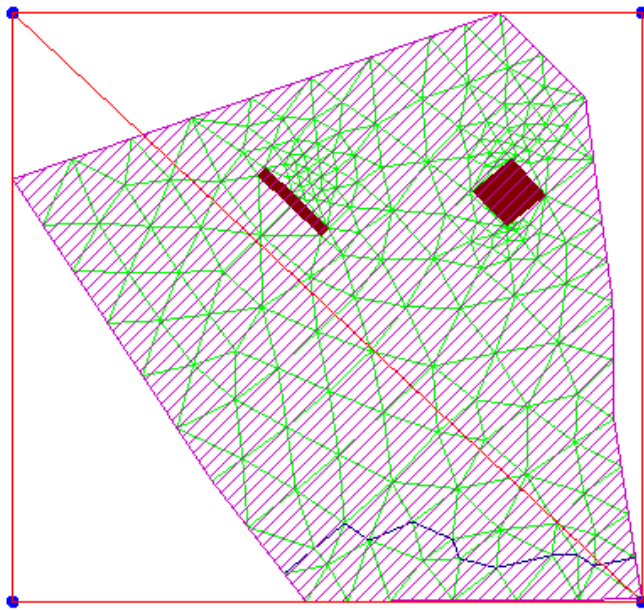
Parámetros de configuración de flujo transitorio y de transporte en VISUAL TRANSIN (Cap.4)

Parámetro	Configuración			
Transmisividad	Valor: 200 m ² .día ⁻¹	Vives et al. 2012		
Coeficiente de Almacenamiento	Valor: 0,1	Vives et al. 2012		
Recarga del Área	Valor: 1			
	Función de tiempo	Recarga en función del tiempo; balance hídrico diario (NC: 72); con un almacenaje de 110 mm (Vives et al., 2012)	Ajuste de los tiempo de control: Lineal; Discretización: interpolación lineal	
	Coeficiente espacial	Definición del campo (DC): constante en el elemento del territorio (EETT); Valor: 1.	Interpolación del campo (ItC): posición exacta.	Integración del campo (IgC): sin integración.
Recarga de Lagunas	Valor: 1			
	Función de tiempo	Recarga en función del tiempo, balance hídrico diario (NC: 97, Vázquez Pugliese y García, 2013).	Ajuste de los tiempo de control: Lineal; Discretización: interpolación lineal	
	Coeficiente espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 1.	ItC: posición exacta.	IgC: sin integración.
Nivel prescrito del Arroyo	Valor: 1			
	Función de tiempo	Variación de nivel, considerando datos de ACUMAR (2020)	Ajuste de los tiempo de control: Lineal; Discretización: interpolación lineal	
	Coeficiente espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 27 m.	ItC: posición exacta.	IgC: sin integración.

	Valor: 1			
Nivel prescrito de Lagunas	Función de tiempo	Variación de nivel a partir de recarga	Ajuste de los tiempo de control: Lineal; Discretización: interpolación lineal	
	Coeficiente espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 29,5 m.	ItC: posición exacta.	IgC: sin integración.
Condición de goteo mixto de Arroyo	Valor: 1			
	Coeficiente espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 1	ItC: posición exacta.	IgC: sin integración.
Condición de goteo mixto de Lagunas	Valor: 0,1 (ajuste manual)			
	Coeficiente espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 1	ItC: posición exacta.	IgC: sin integración.
Base del acuífero	Valor: 15 m			
Condiciones iniciales	Valor: 0 m	Aplicado a toda la geometría		
Flujo en contorno Norte	Campo espacial	DC: constante en el EETT; Valor: 0,65 m ² .día ⁻¹ (Vives et al., 2012)	ItC: posición exacta.	IgC: multiplicado por el número de nodos.
Flujo en contorno Sur	Campo espacial	DC: constante en el EETT; Valor: -0,65 m ² .día ⁻¹	ItC: posición exacta.	IgC: multiplicado por el número de nodos.
Dispersividad	Longitudinal: 220	Transversal: 110		
Porosidad	Valor: 0,2	Vives et al., 2015		
Coeficiente de retardo MPa	Valor: 0,91	Por cálculo, Dap y kd, a partir de datos del Cap. 3		
Coeficiente de retardo Nav	Valor: 0,95	Por cálculo, a partir de datos de Dap y kd (Rubio y Lavado, 1990; Cabello et al., 2018)		

Coeficiente de retardo SAG	Valor: 0,92	Por cálculo, a partir de datos de Dap y kd (Taboada y Álvarez, 2008; Rossi, 2010; Cabello et al., 2018;)		
Difusión molecular	Valor: 0,02 m ² .día ⁻¹	Jimenez Sales (2008)		
Concentración externa del Arroyo	Valor: 1	Tipo: Flujo masal	Aplicado a: nodos	
Concentración externa de Contorno Norte	Valor: 1	Tipo: Flujo masal	Aplicado a: nodos	
Concentración externa de Contorno Sur	Valor: 1	Tipo: Flujo masal	Aplicado a: nodos	
Concentración externa de Lagunas	Valor: dependiente de cada suelo y ambiente, por cálculos (g)	Tipo: Masa entrante	Aplicado a: elementos	Sin función de tiempo
Concentración externa de Lote	Valor: dependiente de cada suelo y ambiente, por cálculos (g)	Tipo: Masa entrante	Aplicado a: elementos	Sin función de tiempo
Espesor del acuífero	Valor: 12 m			
Concentraciones iniciales	Valor: 0 g	Aplicado a toda la geometría		

Mallado de la superficie simulada en TRANSIN



Balance de masa del flujo transitorio (Cap. 4)

FLOW PROBLEM # 1. GLOBAL MASS BALANCE

```

-----
ZONE   STORAGE   RECHARGE   PRESC.HEAD   PRESC.FLOW   LEAKAGE
-----
10.138460E+11 0.137834E+11 0.00000     ----         0.135965E+08
2 ----         0.480031E+08 0.00000     ----         0.104555E+07
SUM.0.138460E+11 0.138314E+11 0.00000     0.00000     0.146420E+08
  
```

FLOW MASS BALANCE ERROR: 0.114441E-04

FLOW MASS BALANCE ERROR (%) RELATIVE TO:

```

      STORAGE      RECHARGE      PRESC. HEAD      PRESC. FLOW      LEAKAGE
0.826524E-13  0.827399E-13  0.00000         0.00000         0.781593E-10
  
```

TOTAL CPUTIME : 0 MINUTES 0 SECONDS