



*Universidad Nacional de Córdoba  
Facultad de Ciencias Agropecuarias  
Escuela para Graduados*



---

**DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE EFLUENTES  
PORCINOS E IMPACTO DE SU VALORIZACIÓN  
AGRONÓMICA EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA  
(CÓRDOBA, ARGENTINA)**

**Ing. Agr. Vanesa Romina Pegoraro**

Tesis

Para optar al Grado Académico de  
Doctor en Ciencias Agropecuarias

*Córdoba, 2019*

# DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE EFLUENTES PORCINOS E IMPACTO DE SU VALORIZACIÓN AGRONÓMICA EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA (CÓRDOBA, ARGENTINA)

Ing. Agr. Vanesa Romina Pegoraro

## Comisión Asesora de Tesis

**Directora:** Ing. Agr. Dr. MSc Marta Susana Zubillaga

**Co-Director:** Ing. Agr. Dr. Omar Antonio Bachmeier

**Asesora:** Ing. Agr. Dr. Susana Hang

## Tribunal Examinador de Tesis

.....

.....

.....

## Presentación formal académica

.....

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons  
Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

## AGRADECIMIENTOS

Esta tesis es el final de un largo periodo profesional recorrido, en el que he arriesgado lo seguro por lo incierto a la espera de una meta final que ya se ha hecho realidad.

En lo profesional y personal, quiero agradecer a mi director de beca, el Ing. Agr. MSc Cristian Cazorla, por su apoyo y confianza depositada en mi trabajo en INTA durante más de 6 años. Por brindarme siempre su ayuda en todos los aspectos de la vida.

A la Dra. Marta Zubillaga, directora de esta tesis, por todos sus aportes y contribuciones, y por su ayuda en mi formación científica. De igual manera al Dr. Omar Bachmeier por su colaboración, dedicación en la tesis, por su apoyo en mi formación y por brindarme toda la ayuda necesaria en la EPG.

A la Dra. Susana Hang por brindarme siempre consejos para mejorar, por su interés y dedicación a las ciencias del suelo y ambientales.

A todos mis compañeros del día a día, a los que siempre están para ayudar, aconsejar o simplemente escuchar. A Tomás Baigorria, Mónica Boccolini, Valeria Faggioli, Georgina Vélez, Claudio Lorenzon y Carlos Galarza.

A mi amiga y compañera Jimena Ortiz, por estar siempre a mi lado. Por esos mates y largas charlas. Por toda la ayuda profesional y personal que siempre me brindó.

A Domingo Villarroel, Alejandro Nievas, Luciano Pereyra y Jorge Pereyra por su ayuda incondicional en las tareas de campo, por su buen ánimo y hacer del trabajo un momento más divertido.

A todos los productores porcinos de la región, por su predisposición y colaboración en realizar las actividades de campo.

A mi familia, por brindarme su compañía en todas las etapas de mi trabajo. Por ser mí soporte emocional.

## **COLABORADORES Y PARTICIPANTES DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN**

El presente trabajo evidencia las problemáticas ambientales del manejo de efluente porcino y el estudio sobre el uso agronómico de estos efluentes en el sistema suelo-planta. En el marco de programas de investigaciones pertenecientes al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), se contó con el financiamiento de diversos proyectos y la participación de investigadores de distintas áreas:

- Programa Nacional de Recursos Naturales, Proyecto Específico de Investigación “Tecnologías y Estrategias de Gestión de Residuos y Efluentes en Sistemas Agropecuarios”.
- Programa Nacional Suelos, Proyecto Específico “Aprovechamiento de Residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones del suelo”.
- Proyecto Regional Córdoba Este
- INTA Marcos Juárez, por medio de diversas áreas de trabajo:
  - Suelos, Producción y Protección Vegetal
  - Producción Animal, Grupo Porcinos
  - Mejoramiento Vegetal, Grupos de Mejoramiento de Soja y Trigo, y Laboratorio de calidad industrial y valor agregado de cereales y oleaginosas
  - Economía, Estadísticas y Sistemas Georreferenciados
  - Desarrollo Rural, colaborando por medio de diferentes Agencias de extensiones Rurales.

## **DEDICATORIA**

*A mi hijo Milo, mi conexión a tierra. A mi compañero, Carlos, por brindarme su apoyo en todos los aspectos de la vida. Y a mi madre, Claudia, por enseñarme a pelear por mis sueños y jamás bajar los brazos.*

## RESUMEN

La acumulación de efluente porcino y las aplicaciones no controladas al suelo pueden provocar impactos negativos en el ambiente. En esta tesis se plantearon los siguientes objetivos: i) estimar la generación de efluente porcino en la Provincia de Córdoba, ii) diagnosticar actuales prácticas de manejo de efluentes porcinos en el departamento de Marcos Juárez, iii) contrastar el efecto a mediano plazo de la aplicación de efluente porcino como enmienda sobre la calidad del suelo, y iv) comparar diferentes alternativas de aplicación de efluente porcino sobre el sistema suelo-planta. El potencial de generación de efluente porcino en la provincia de Córdoba es de  $811911 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ , los cuales aportan  $2517336 \text{ kg N} \cdot \text{año}^{-1}$ . Esta generación se concentra en los departamentos sur-sureste. A su vez, el departamento Marcos Juárez genera  $119378 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$  de efluente porcino. De este volumen, un 49% no es sometido a sistemas de tratamientos, y la mayoría de los productores retienen el efluente en los sistemas de almacenamiento. Sin embargo, un menor porcentaje de productores (37%) pero con una contribución importante del efluente generado (68%), aplican los mismos sobre suelos agrícolas. Estas aplicaciones sucesivas incrementaron la fertilidad del suelo y la actividad microbiológica. La salinidad del suelo también se vio levemente incrementada, sin superar valores críticos para el crecimiento de los cultivos en el plazo analizado. Las diferentes alternativas de aplicación presentaron similares efectos sobre la calidad del suelo. Se observaron tendencias a incrementar el carbono y nitrógeno orgánico del suelo, materia orgánica particulada, nitratos, fósforo extractable y actividad enzimática con las aplicaciones de efluente. Se obtuvieron mayores rendimientos y N absorbidos cuando se aplicó efluente, comparado con la situación testigo. Sin embargo, las alternativas de aplicación de efluente provocaron respuestas diferentes según el cultivo evaluado. Finalmente, se concluye que el uso agronómico de efluente porcino presenta limitaciones en su implementación debido al desconocimiento de las prácticas agrícolas a realizar para incrementar su valor agronómico. Lograr una adecuada gestión del residuo se encuadra en el concepto de economía circular, permitiendo reciclar materia orgánica y nutrientes a partir de bioresiduos, favoreciendo así un manejo sustentable de la economía de los recursos.

Palabras claves: estiércol, residuos porcinos, encuestas, indicadores de calidad del suelo, cultivos extensivos.

## **ABSTRACT**

Pig slurry accumulation and uncontrolled applications on the soil can cause negative impacts on the environment. The aims of this thesis were: i) estimate pig slurry generation in Córdoba Province, Argentina, ii) diagnose farm pig slurry management in Marcos Juárez department, iii) evaluate pig slurry application as amendment on soil quality, and iv) compare the effects of alternatives of application on the soil-plant system. The potential generation of pig slurry in the area is  $811911 \text{ m}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ , which  $2517336 \text{ kg N} \cdot \text{year}^{-1}$ , concentrated in the south-southeast departments of Córdoba. Marcos Juárez department generates  $119378 \text{ m}^3 \cdot \text{year}^{-1}$  of pig slurry; 49% of this slurry is not being subject of treatment, and farmers retain them in storage systems. However, a lower percentage of farmers (37%), but with a significant contribution of slurry generated (68%), apply pig slurry to agricultural soils. Successive applications increase soil fertility and microbiological activity. Soil salinity is also slightly increased, although it does not exceed the critical limit for crop growth. Different alternatives of application have similar effects in almost all soil quality indicators evaluated. A tendency towards increases in organic carbon and nitrogen contents, particulate organic matter, nitrates, extractable phosphorus and enzymatic activity is detected and higher yields and N uptake were observed when slurry was applied, compared with the control situation. Different systems of pig slurry application produced different responses according to the crop evaluated. Finally, the agronomic use of pig slurry presents limitations related to its implementation, due to the ignorance of the agricultural practices to be carried out in order to increase its agronomic value. Achieving an appropriate waste management plan is part of the concept of circular economy, to allow the recycling of organic matter and nutrients from bio-waste and to stimulate a sustainable management of the economy of resources.

Key words: manure, pig waste, survey, soil quality indicators, extensive crops.

# TABLA DE CONTENIDOS

<b>CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL .....</b>	<b>1</b>
PRODUCCIÓN PORCINA MUNDIAL Y NACIONAL .....	2
GENERACIÓN Y CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE PORCINO.....	4
CONCEPTO.....	4
COMPOSICIÓN .....	4
VALORIZACION AGRONÓMICA.....	5
MATRIZ FODA SOBRE EL USO AGRONÓMICO DE EFLUENTE PORCINO.....	7
EXTRUCTURA DE LA TESIS .....	10
OBJETIVOS GENERALES.....	11
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	11
BIBLIOGRAFIA .....	12
<b>CAPITULO 2: EFLUENTES PORCINOS GENERADOS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.....</b>	<b>15</b>
INTRODUCCIÓN .....	16
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	18
VOLUMEN GENERADO Y NITRÓGENO APORTADO POR EFLUENTE PORCINO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.....	18
DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DEL EFLUENTE PORCINO GENERADO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA .....	18
CONCLUSIONES .....	23
BIBLIOGRAFIA .....	24



<b>CAPITULO 3: DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE EFLUENTES PORCINOS E INCIDENCIA DE SU USO EN LA CALIDAD DEL SUELO (DEPARTAMENTO MARCOS JUÁREZ, CÓRDOBA).....</b>	<b>25</b>
INTRODUCCIÓN .....	26
OBJETIVOS ESPECIFICOS .....	27
MATERIALES Y MÉTODOS .....	28
ÁREA DE ESTUDIO .....	28
ENCUESTAS.....	29
MUESTREO DE SUELO .....	30
RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS .....	31
DETERMINACIONES.....	31
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	39
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	40
DIAGNOSTICO DEL MANEJO DE EFLUENTE PORCINO .....	40
INCIDENCIA DE SU USO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO .....	54
CONCLUSIONES .....	63
BIBLIOGRAFIA .....	64
<b>CAPITULO 4: ALTERNATIVAS DE APLICACIÓN DE EFLUENTE PORCINO CON FINES AGRONÓMICOS .....</b>	<b>71</b>
INTRODUCCIÓN .....	72
HIPOTESIS .....	75
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	76
MATERIALES Y MÉTODOS .....	76
CARACTERÍSTICAS DEL AMBIENTE Y ENSAYOS REALIZADOS .....	76
MANEJO DE LOS ENSAYOS .....	81
RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE MUESTRAS DE EFLUENTE, SUELO Y BIOMASA VEGETAL AÉREA .....	83

DETERMINACIONES.....	86
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	90
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	91
EFLUENTE PORCINO .....	91
INDICADORES QUÍMICOS DE SUELO.....	93
MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA E INDICADORES MICROBIOLÓGICOS .....	98
CONCENTRACIONES DE NITRATOS.....	101
RENDIMIENTO Y N ABSORBIDO .....	106
CONCLUSIONES .....	114
BIBLIOGRAFIA .....	115
<b>CAPITULO 5: CONCLUSIONES GENERALES Y CONSIDERACIONES FINALES .....</b>	<b>124</b>
CONCLUSIONES GENERALES.....	125
CONSIDERACIONES FINALES.....	127
FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN.....	127
<b>ANEXO .....</b>	<b>129</b>
ANEXO 1. Encuesta sobre gestión de efluentes porcinos.....	130
ANEXO 2. Descripción de los perfiles típicos de suelo.....	135

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. 1. Composición promedio del efluente porcino.....	5
Tabla 2. 1. Generación de efluente (m <sup>3</sup> ) por categoría por año <sup>-1</sup> .....	17
Tabla 2. 2. Cantidad de efluente generado y su contenido de N, según categoría de animal.....	18
Tabla 3. 1. Aspectos químicos del agua subterránea del acuífero libre en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	28
Tabla 3. 2. Número y porcentaje de encuestas realizadas según estrato productivo porcino.....	30
Tabla 3. 3. Sistemas de producción porcina y tipo de confinamiento de establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	41
Tabla 3. 4. Dimensiones de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	49
Tabla 4. 1. Estadios fenológicos y fechas de muestreo de suelo y biomasa vegetal aérea en cada cultivo evaluado.....	84
Tabla 4. 2. Variables físicas y químicas del efluente porcino utilizado en maíz (2014), soja (2015) y trigo (2016). .....	92
Tabla 4. 3. Nutrientes aportados por el efluente porcino en los diferentes cultivos evaluados. ....	93
Tabla 4. 4. Efecto de las formas de aplicación de efluente porcino sobre las propiedades químicas de suelo (0-0,2 m) en maíz (2014), soja (2015) y trigo (2016).....	97
Tabla 4. 5. Efecto de las formas de aplicación sobre la MOP y propiedades microbiológicas de suelo (0-0,1 m) en maíz (2015), soja (2016) y trigo (2016) a la madurez fisiológica.....	100
Tabla 4. 6. Nitrógeno absorbido (kg ha <sup>-1</sup> ) por el cultivo de trigo en los estadios de macollaje, antesis y madurez fisiológica bajo los distintos tratamientos evaluados. ....	108
Tabla 4. 7. Producción y nitrógeno absorbido por los distintos cultivos bajo los diferentes tratamientos evaluados.....	109

## LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. 1. Distribución de las existencias porcinas en la República Argentina .....	3
Fig. 1. 2. Dinámica del nitrógeno de los efluentes porcinos aplicados al suelo .....	7
Fig. 1. 3. Matriz FODA (Fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas) del uso agronómico del efluente porcino.....	9
Fig. 2. 1. Distribución del efluente porcino generado en la Provincia de Córdoba a nivel de pedanías ( $m^3 \cdot año^{-1}$ de efluente porcino).....	19
Fig. 2. 2. Distribución del nitrógeno del efluente porcino generado en la Provincia de Córdoba a nivel de pedanías ( $kg \cdot año^{-1}$ de nitrógeno aportado con el efluente porcino).....	20
Fig. 3. 1. Ubicación del área de estudio, departamento Marcos Juárez, Córdoba, Argentina.....	29
Fig. 3. 2. Muestreo de suelo agrícola con aplicaciones de efluente porcino en la localidad de Corral de Bustos, Córdoba. ....	31
Fig. 3. 3. Sistemas de producción porcina, A) A campo o aire libre, B) Confinado en galpón y C) Confinado en sistema de cama profunda. Imágenes de establecimientos encuestados. ....	42
Fig. 3. 4. Tipos de pisos de instalaciones de encierre, A) Ranurado de plástico, B) Ranurado de hormigón y C) Hormigón completo. Imágenes de establecimientos encuestados. ....	43
Fig. 3. 5. Sistemas primarios de separación de fases de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	44
Fig. 3. 6. Sistemas de tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	46
Fig. 3. 7. Sistemas de manejo de efluente porcino, A) Sin tratamiento, B) Tratamiento anaerobio, C) Laguna anaerobia de estabilización y D) Laguna facultativa de estabilización. Imágenes de establecimientos encuestados. ....	46

Fig. 3. 8. Material de construcción de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizado por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	47
Fig. 3. 9. Tipos de impermeabilización y diseño de sistemas de almacenamiento y/o tratamiento, A) Rectangular sin impermeabilización, B) Rectangular impermeabilizado con geotextil y C) Circular impermeabilizado con hormigón. Imágenes de establecimientos encuestados. ....	48
Fig. 3. 10. Diseño de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	49
Fig. 3. 11. Destino de los efluentes porcinos pertenecientes a establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	50
Fig. 3. 12. Destino de los efluentes porcinos, A) Aplicación al suelo y B) Laguna desbordada por almacenamiento continuo de efluente. Imágenes de establecimientos encuestados. ....	51
Fig. 3. 13. Frecuencia de aplicación al suelo de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	52
Fig. 3. 14. Criterio de aplicación al suelo de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	53
Fig. 3. 15. A) Carbono orgánico del suelo (COS- $g\ kg^{-1}$ ) y B) Nitrógeno orgánico del suelo (NOS- $g\ kg^{-1}$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	55
Fig. 3. 16. Fósforo extractable (Pe- $mg\ kg^{-1}$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p\leq 0,05$ ). ....	56
Fig. 3. 17. A) pH y B) conductividad eléctrica (CE- $dS\ m^{-1}$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	57
Fig. 3. 18. A) Materia orgánica particulada (MOP- $g\ kg^{-1}$ ) y B) Nitrógeno anaeróbico (Nan- $mg\ kg^{-1}$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	58

Fig. 3. 19. A) Fluoresceína diacetato (FDA- $\text{mg kg}^{-1}$ ) y B) fosfatasa ácida (FAC- $\text{mg kg}^{-1}$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	60
Fig. 3. 20. A) Carbono de la biomasa microbiana (CBM- $\text{mg kg}^{-1}$ ), B) respiración microbiana (RM- $\text{mg kg}^{-1}$ ) y C) coeficiente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. ....	61
Fig. 3. 21. Respuesta de las aplicaciones de efluente porcino a mediano plazo sobre indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo en 0-0,1 m de profundidad en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.....	62
Fig. 4. 1. Diferentes alternativas de aplicación de efluente porcino. A) Aplicación superficial, B) Aplicación superficial de efluente acidificado, y C) Aplicación incorporada.....	73
Fig. 4. 2. Ubicación de los sitios donde se realizaron los ensayos experimentales a campo dentro de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Marcos Juárez. ....	77
Fig. 4. 3. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de maíz (2014-2015) y medias mensuales históricas.....	78
Fig. 4. 4. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el barbecho entre maíz y soja (2016) y medias mensuales históricas.....	78
Fig. 4. 5. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de soja (2015-2016) y medias mensuales históricas .....	79
Fig. 4. 6. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de trigo (2016) y medias mensuales históricas .....	79
Fig. 4. 7. Esquema del diseño experimental .....	80
Fig. 4. 8. Cultivos evaluados con los mismos tratamientos y diseño experimental, A) Maíz, B) Soja y C) Trigo. ....	81
Fig. 4. 9. Secuencia de recolección y aplicación del efluente porcino a las parcelas experimentales, A) Recolección del efluente porcino desde las instalaciones de las Unidades Demostrativas Porcinas al carro estercolero, B) Traspaso del efluente porcino desde el carro estercolero al tanque de aplicación, C) Muestreo de efluente porcino desde el tanque de aplicación, y D) Aplicación de efluente porcino a las parcelas experimentales .....	82

Fig. 4. 10. Tratamientos con aplicación de efluente porcino, A) Incorporación del efluente, B) Acidificación del efluente, C) Aplicación superficial.....	83
Fig. 4. 11. A) Muestreo de suelo de 0-1,50 m de profundidad sobre cultivo de maíz en estadio R1, B) Muestreo de suelo de 0-0,1 m de profundidad sobre el cultivo de soja en madurez fisiológica.....	85
Fig. 4. 12. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo sobre el cultivo de maíz. A) En estadio de 6 hojas y B) En madurez fisiológica .....	102
Fig. 4. 13. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo en estadio de R1 en soja. ....	103
Fig. 4. 14. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo sobre el cultivo de trigo. A) En estadio de macollaje, B) En estadio de antesis, C) En madurez fisiológica...	104

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

CBM: Carbono de la biomasa microbiana  
CE: Conductividad eléctrica  
COS: Carbono orgánico del suelo  
EA: Efluente acidificado  
EI: Efluente incorporado  
ES: Efluente superficial  
FAc: Fosfatasa ácida  
FDA: Hidrólisis de fluoresceína diacetato  
FM: Fertilización mineral  
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria  
MO: Materia orgánica  
MOP: Materia orgánica particulada  
MOS: Materia orgánica del suelo  
MS: Materia seca  
Nan: Nitrógeno anaeróbico  
NOS: Nitrógeno orgánico del suelo  
Npm: Nitrógeno potencialmente mineralizable  
NT: Nitrógeno total  
Pe: Fósforo extractable  
qCO<sub>2</sub>: Coeficiente metabólico  
RM: Respiración microbiana  
SAU: superficie agrícola útil  
SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria  
ST: Sólidos totales  
T: Testigo



# **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL**

## **PRODUCCIÓN PORCINA MUNDIAL Y NACIONAL**

La carne roja de mayor consumo mundial es la carne de cerdo, cuya demanda en las últimas décadas ha experimentado un fuerte incremento. Esto se ha debido a los cambios en los patrones de consumo por el aumento de ingresos en países en desarrollo (OCDE/FAO, 2013). Los principales países productores y consumidores de carne de cerdo son China, los países de la Unión Europea y Estados Unidos con más del 81% de la producción y del 79% del consumo mundial. Dentro de la Unión Europea se destacan Alemania y España como principales productores. Otros países con menor participación son Brasil, Rusia y Canadá. En cuanto a Argentina, la misma incrementó la producción de carne de 215 a 475 mil toneladas durante el periodo 2005 a 2015, con una consecuente participación del 0,4% a nivel mundial. A su vez, nuestro país tiene una escasa inserción exportadora en el mercado internacional, con solo el 0,1% del total de las exportaciones mundiales. Siendo los principales exportadores Alemania y Estados Unidos, los cuales concentran el 30% de las exportaciones de carne porcina (Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas, 2016).

Argentina presenta una existencia de más de 5 millones de cerdos, que se distribuye principalmente en las provincias de la Pampa húmeda, donde Buenos Aires, Córdoba y Santa Fé concentran el 61% de la existencia nacional (Fig. 1.1). La producción predominante a nivel nacional es la extensiva en explotaciones familiares. El 96% de los establecimientos cuentan con hasta 50 cerdas y contienen el 46% de las existencias nacionales (SENASA, 2017). Este estrato trabaja en pequeña escala, en sistemas a campo (aire libre) y con bajos índices productivos. Se destacan por el bajo impacto que ejercen sobre el ambiente, por presentar menor número de moscas, olores indeseables y facilidad para el manejo del estiércol, ya que el animal distribuye por sí solo las heces (Iglesias y Ghezan, 2013). El 4% de los establecimientos restantes presentan más de 51 madres y el 54% de las existencias nacionales.

Los establecimientos entre 50 y 100 madres generalmente son producciones a campo con un grado de tecnificación variable. Sin embargo, en los últimos años se observó un confinado por etapas para evitar problemas reproductivos que significaban los manejos al aire libre, especialmente en lo referido al descenso de la fertilidad en los meses de alta temperatura. Mientras que los establecimientos entre 100 y 500 madres presentan mejores

índices productivos y por lo general trabajan bajo sistemas en confinamiento en forma intensiva. Los que cuentan con más de 500 madres son criaderos de alta inversión en tecnología y alta productividad (Iglesias y Ghezan, 2013).



Fig. 1. 1. Distribución de las existencias porcinas en la República Argentina. Fuente: (SENASA, 2014).

Si bien los sistemas de producción de pequeña y mediana escala productiva son los que prevalecen en el país, se ha producido un importante aumento en el número de

productores que han confinado parte o totalmente sus animales (Iglesias y Ghezan, 2013). Esta intensificación de la actividad está generando volúmenes de efluentes que deben ser manejados adecuadamente para minimizar posibles impactos ambientales. Su acumulación, junto con las aplicaciones no controladas al suelo, es un riesgo para el ambiente y la salud humana.

## **GENERACIÓN Y CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE PORCINO**

### **CONCEPTO**

El efluente porcino es la mezcla de las deyecciones líquidas como resultado del tipo de alimentación (con contenidos proteicos y energéticos elevados) y del manejo empleado (piso plástico o de hormigón, normalmente ranurados). Contiene restos de alimentos que no son aprovechados, agua de bebida y limpieza, y a veces incluye el agua de la lluvia o de escorrentía superficial del área de la explotación (Teira-Esmatges, 2008). Se considera un producto de naturaleza orgánica, muy heterogéneo, que puede utilizarse como fertilizante o enmienda del suelo (Gómez-Garrido, 2014).

### **COMPOSICIÓN**

Los efluentes porcinos se caracterizan por ser de consistencia líquida, con elevado contenido de agua (más de 90%). Su composición (Tabla 1.1) depende de varios factores (Teira-Esmatges, 2008; Gómez-Garrido, 2014; Gómez-Garrido *et al.*, 2014), como los que se citan a continuación:

- Tipo de animales: raza, edad, estado fisiológico;
- Sistema de producción: ciclo completo, criador de lechones, cachorros, engorde;
- Manejo de la explotación: tipo de alimento, infiltraciones;
- Gestión del agua de bebida: tipo y caudal de los bebederos, presencia o ausencia de fugas en la canalización;
- Dilución por aguas de lluvia o limpieza;

- Otros factores: instalaciones, almacenamiento y tiempo en la fosa, época del año.

Tabla 1.1. Composición promedio del efluente porcino.

Parámetros	Unidad	Media	Mínimo	Máximo
Sólidos totales (ST)	g.kg <sup>-1</sup>	62,16	13,68	169
Sólidos volátiles (SV)	g.kg <sup>-1</sup>	42,33	6,45	121,34
Porcentaje (SV/STx100)	%	65	46	76
Demanda química de oxígeno	g.kg <sup>-1</sup>	73,02	8,15	191,23
Carbono orgánico total	g.kg <sup>-1</sup>	27	-	-
Nitrógeno total kjeldahl	g.kg <sup>-1</sup>	5,98	2,03	10,24
Nitrógeno amoniacal	g.kg <sup>-1</sup>	4,54	1,65	7,99
Nitrógeno orgánico	g.kg <sup>-1</sup>	1,54	0,4	3,67
N-NH <sub>4</sub> /NTK	%	75	57	93
Fósforo	g.kg <sup>-1</sup>	1,38	0,09	6,57
Potasio	g.kg <sup>-1</sup>	4,83	1,61	7,82
Cobre	mg.kg <sup>-1</sup>	40	9	192
Zinc	mg.kg <sup>-1</sup>	66	7	131

Fuente: (Lobera Lossel *et al.*, 1998; Campos *et al.*, 2004)

Según Teira-Esmatges (2008), las características más relevantes de la composición del efluente porcino, con respecto a su aprovechamiento como fertilizante son:

- Tiene baja relación C/N, siendo un fertilizante con mayor valor mineral que orgánico;
- La mayor parte del N está presente en forma amoniacal;
- Tiene pH básico;
- Tiene conductividad eléctrica (CE) elevada;
- Tiene contenido de agua muy elevado;
- Contiene nutrientes secundarios, micronutrientes y metales pesados;
- Contiene microorganismos fecales y patógenos.

## VALORIZACION AGRONÓMICA

En los principales países productores de cerdos, la gestión de los efluentes se realiza principalmente aplicándolos al suelo, como enmienda. De esta forma, los mismos se convierten en una fuente valiosa de nutrientes para los cultivos (principalmente N y P),

pudiendo sustituir total o parcialmente la fertilización mineral y logrando incrementar la fertilidad del suelo (Biau *et al.*, 2012; Bosch-Serra *et al.*, 2015). Esto ocurre debido a que el suelo desempeña un papel fundamental en los procesos de equilibrio del ecosistema, por su capacidad depuradora, regeneradora y recicladora, permitiendo que los elementos contenidos en los efluentes se transformen en un potencial fertilizante, a través de la mineralización (Gómez-Garrido, 2014; Gómez-Garrido *et al.*, 2014).

Entre los nutrientes presentes en el efluente con valor fertilizante se encuentra el N y el P. El N se encuentra principalmente en forma de N amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ) y N orgánico. El  $\text{N-NH}_3$  es la forma predominante, representando entre el 60-70% del N total (NT) (Cela *et al.*, 2011; Yagüe *et al.*, 2012). En condiciones aerobias el N amoniacal es nitrificado a nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). Sin embargo, también puede ser inmovilizado por la biomasa microbiana del suelo o fijado en las arcillas expansibles. Esto retarda la disponibilidad de nutrientes, y consecuentemente el efecto fertilizante de los efluentes porcinos (Cela *et al.*, 2011; Sørensen, 2004) (Fig. 1.2). En cambio, el N orgánico se convierte en N disponible para los cultivos mediante la acción de los microorganismos del suelo (mineralización), siendo éste un proceso lento (Cela *et al.*, 2011). De esta manera, los efluentes porcinos suministran N a los cultivos más allá del año de aplicación (efecto residual), aunque hay evidencias que muestran que el efecto residual es menor a dos años (Hernández *et al.*, 2013).

En cuanto al P, una fracción elevada (60-80% del P total) se encuentra en forma inorgánica como fosfato monoácido de calcio ( $\text{CaHPO}_4$ ), y el resto en forma de compuestos orgánicos. La fracción mineral se encuentra principalmente en la fase sólida de los efluentes y presenta un comportamiento agronómico similar al P presente en los fertilizantes minerales (superfosfato o fosfato de amonio), estando disponible inmediatamente para los cultivos (Boixadera Llobet y Teira Esmatges, 2001; Sánchez y González, 2005; Cela *et al.*, 2010). A su vez, la relación P:N en los efluentes porcinos es relativamente constante ( $\text{P:N} \approx 0,25$ ) (Sánchez y González, 2005) y superiores a los requerimientos de los cultivos. Por lo tanto, aplicaciones a largo plazo de efluente porcino basadas en los requerimientos de N del cultivo podrían provocar un enriquecimiento del P en el suelo y contaminación ambiental (Cela *et al.*, 2011; Roboredo *et al.*, 2012).

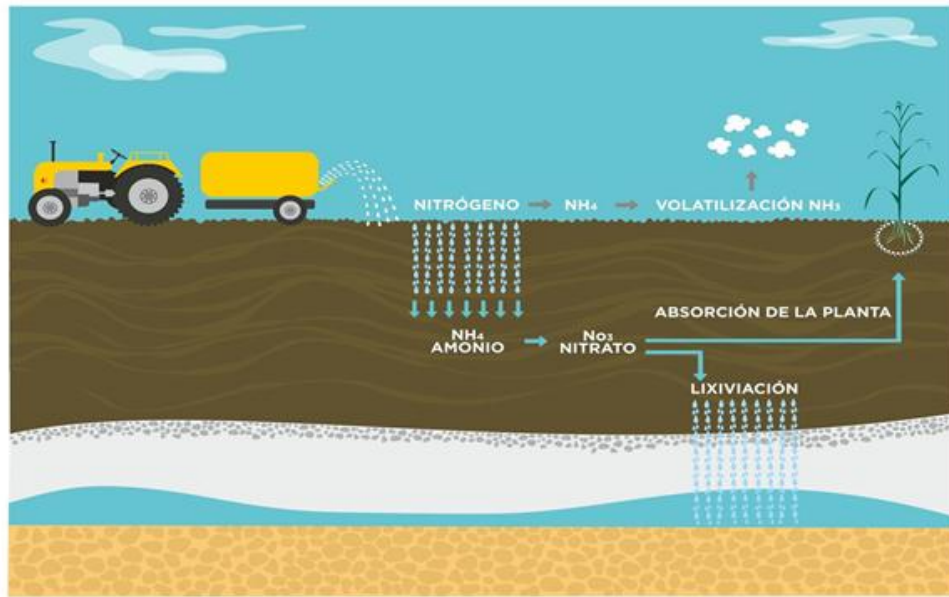


Fig. 1. 2. Dinámica del nitrógeno de los efluentes porcinos aplicados al suelo.

## MATRIZ FODA SOBRE EL USO AGRONÓMICO DE EFLUENTE PORCINO

En la Fig. 1.3 se presenta una matriz donde se detallan fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas del uso agronómico de efluente porcino.

El uso adecuado de los efluentes implica diversas ventajas, principalmente sobre la fertilidad química, biológica y física del suelo. El reciclaje de los efluentes como enmienda de suelo viene promovido por su contenido de materia orgánica (MO), macro y micronutrientes disponibles para las plantas, y se encuentra limitado por su elevada CE, metales pesados y microorganismos fecales y patógenos (Gómez-Garrido, 2014). Además, el manejo o gestión inadecuada de los efluentes porcinos provoca problemas ambientales, debido a la deposición y/o liberación al ambiente de determinadas sustancias usadas en las instalaciones (aditivos, zoosanitarios y productos farmacológicos) y de subproductos metabólicos (De la Torre *et al.*, 2000).

Lamentablemente, existe un déficit de gestión agrícola debido a carencias en el conocimiento, y también a la limitada aplicación práctica del conocimiento que se dispone (Teira-Esmatges, 2008). Los efluentes suelen ser considerado por el productor como un residuo, realizando aplicaciones incontroladas al suelo, lo cual puede provocar

contaminación directa o difusa de los recursos naturales. Para evitar o minimizar impactos ambientales negativos, los productores deberían adoptar las mejores prácticas disponibles para maximizar el uso de los nutrientes. Por lo tanto, conocer la forma en que se encuentran los nutrientes del efluente, permitirá optimizar el uso de éstos y mantener la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.



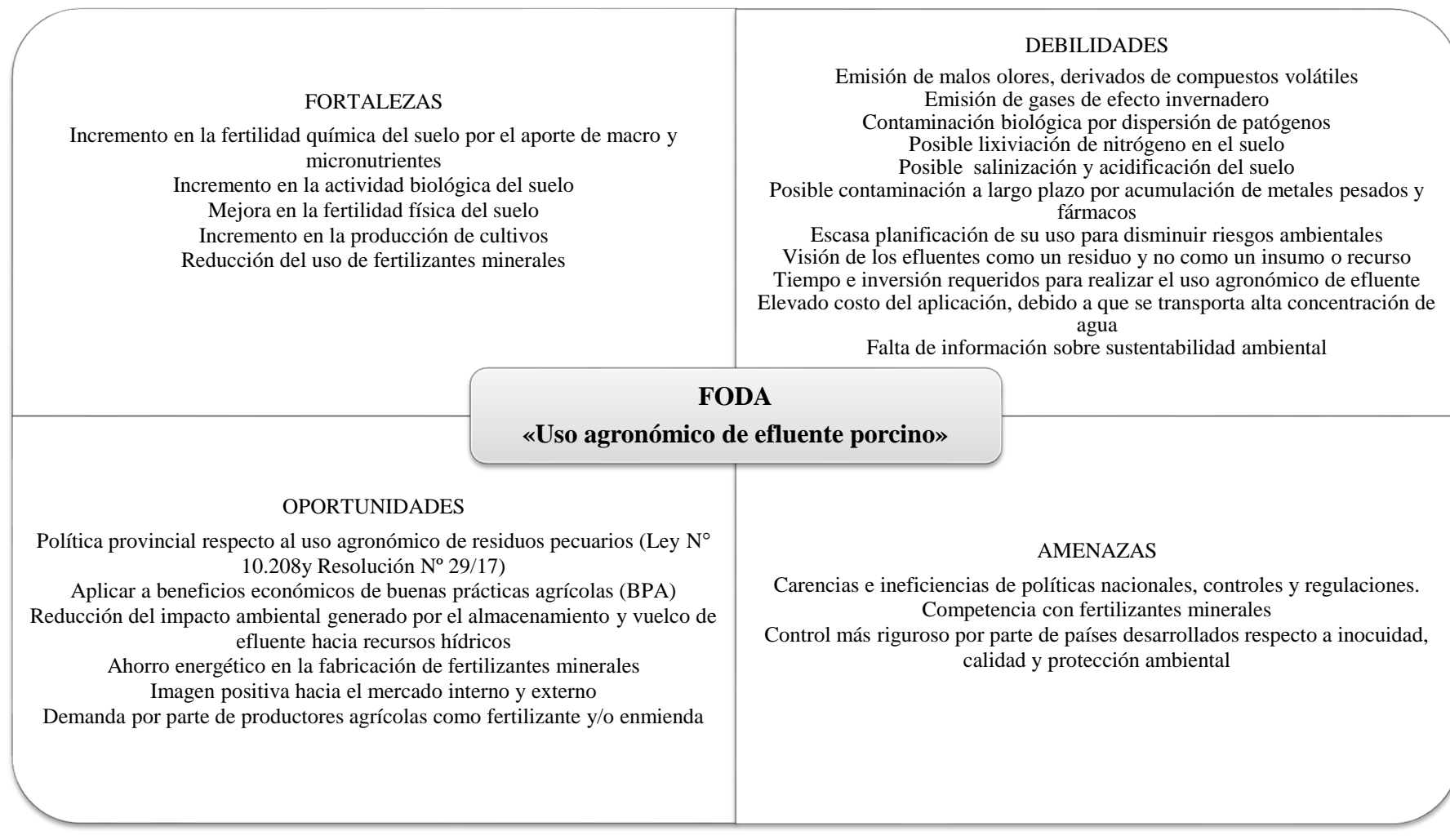


Fig. 1. 3. Matriz FODA (Fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas) del uso agronómico del efluente porcino.

## **ESTRUCTURA DE LA TESIS**

La presente tesis doctoral está estructurada en cinco capítulos, de los cuales tres son referidos a resultados. El capítulo 2 presenta el potencial de generación de efluente porcino en la provincia de Córdoba, y la cantidad de N generado por ellos. Además, se identifican sitios vulnerables a contaminación de recursos naturales. En el tercer capítulo se presenta la situación actual del manejo de efluentes porcinos, en función de la descripción de instalaciones utilizadas, sistemas de tratamiento y uso agronómico. A su vez, se demuestra el efecto del uso agronómico de efluente porcino prolongado sobre parámetros químicos y microbiológicos de suelo. En estos capítulos no se presentan hipótesis debido a que son investigaciones exploratorias o descriptivas.

La investigación exploratoria es aquella que se efectúa sobre un tema u objeto desconocido o poco estudiado, por lo que los resultados constituyen una visión aproximada de dicho objeto, es decir, a nivel superficial de conocimiento. Mientras que, la investigación descriptiva consiste en la caracterización de un hecho, fenómeno, individuo o grupo, con fines de establecer su estructura o comportamiento. Ambos están dirigidos a la formulación más precisa de un problema de investigación. De esta forma, estos estudios permitirán obtener nuevos datos y elementos que pueden conducir a formular con mayor precisión preguntas de investigación. Por lo tanto, la función de estas investigaciones es descubrir las bases y recabar información que permita la formulación de una hipótesis (Arias, 2012).

En el cuarto capítulo se exponen experimentos a campo sobre diversos cultivos con aplicaciones de efluente porcino. Se evaluaron diferentes alternativas de aplicación, y su efecto sobre el sistema suelo-planta. Finalmente, en el quinto capítulo se exponen conclusiones generales sobre el uso agronómico del efluente porcino, y consideraciones a tener en cuenta para investigaciones futuras.

## **OBJETIVO GENERAL**

El objetivo general de la presente tesis fue evaluar el manejo de los efluentes porcinos y el impacto de su valorización agronómica en el sistema suelo-planta.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Estimar el potencial de generación de efluente porcino en la Provincia de Córdoba.
- Diagnosticar actuales prácticas de manejo de efluentes porcinos en el departamento de Marcos Juárez, Córdoba.
- Contrastar el efecto de la aplicación de efluente porcino como enmienda contra un manejo convencional sobre la calidad del suelo en lotes agrícolas de establecimientos porcinos en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.
- Comparar los efectos de diferentes alternativas de aplicación de efluente porcino sobre el sistema suelo-planta, en cultivos de maíz, soja y trigo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arias, F. G. (2012). El proyecto de investigación. Introducción a la metodología científica. 6ta edición. Editorial Episteme. Caracas, República Bolivariana de Venezuela. 144 pp.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., y Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, 53, 56–61.
- Boixadera Llobet, J., y Teira-Esmatges, M. R. (2001). Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Universitat de Lleida. Lleida, España. 358 pp.
- Bosch-Serra, A. D., Ortiz, C., Yagüe, M. R., y Boixadera, J. (2015). Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. *European Journal of Agronomy*, 67, 27–36.
- Campos, E., Palatsi, J., Illa, J., Francina, S., Magrí, A., y Flotats, X. (2004). Guia dels tractaments de les dejeccions ramaderes. (X. Flotats, Ed.). Lleida, España. Publicado en internet, disponible en [http://www.arc-cat.net/ca/altres/purins/guia/pdf/guia\\_dejeccions.pdf](http://www.arc-cat.net/ca/altres/purins/guia/pdf/guia_dejeccions.pdf). Activo diciembre 2018.
- Cela, S., Berenguer, P., Santiveri, F., y Lloveras, J. (2010). Potential phosphorus, potassium, and magnesium surpluses in an irrigated maize monoculture fertilized with pig slurry. *Agronomy Journal*, 102(1), 96–102.
- Cela, S., Santiveri, F., y Lloveras, J. (2011). Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy*, 34, 257–262.
- De la Torre, A. I., Jiménez, J. A., Carballo, M., Fernandez, C., Roset, J., y Muoz, M. J. (2000). Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere*, 41(10), 1629–1635.
- Gómez-Garrido, M. (2014). Efectos ambientales de la valorización agronómica de purines de ganado porcino: Dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-agua-planta. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, España. 261 pp.

- Gómez-Garrido, M., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Büyükkılıç-Yanardag, A., y Faz, A. (2014). Nitrogen dynamic in soils amended with legislated and extremely high doses of pig slurry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 45(18), 2429–2446.
- Hernández, D., Polo, A., y Plaza, C. (2013). Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 44, 78–86.
- Iglesias, D. H., y Ghezan, G. (2013). Análisis de la cadena de carne porcina en Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Publicado en internet, disponible en [https://inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-\\_cadena\\_de\\_carne\\_porcina\\_n12.pdf](https://inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_cadena_de_carne_porcina_n12.pdf). Activo diciembre 2018.
- Lobera Lossel, J., Martínez Rangel, P., Ferrández Ferrándiz, F., y Gámez, J. M. (1998). Reutilización agronómica de los purines de cerdo. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Murcia, España. 162 pp.
- Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas. (2016). Informes de cadenas de valor: Cárnica-Porcina (Vol. 1). Ciudad Autónoma de Buenos Aires, República Argentina.
- OCDE/FAO. (2013). *Perspectivas Agrícolas 2013-2022 (OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México.*
- Roboredo, M., Fanguero, D., Lage, S., y Coutinho, J. (2012). Phosphorus dynamics in soils amended with acidified pig slurry and derived solid fraction. *Geoderma*, 189–190, 328–333.
- Sánchez, M., y González, J. L. (2005). The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, 96(10), 1117–1123.
- SENASA. (2014). Informe estadístico de producción porcina. Publicado en internet, disponible en [http://www.senasa.gov.ar/prensa/DNSA/publicaciones/informes\\_estadisticos/mov\\_porcino2014/Movporcino2014.pdf](http://www.senasa.gov.ar/prensa/DNSA/publicaciones/informes_estadisticos/mov_porcino2014/Movporcino2014.pdf). Activo diciembre 2017.

- SENASA. (2017). Informes y estadísticas. Publicado en internet, disponible en <http://www.senasa.gob.ar/cadena-animal/porcinos/informacion/informes-y-estadisticas#tramites>. Activo diciembre 2017.
- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267(1–2), 285–296.
- Teira-Esmatges, M. . (2008). Informe para la mejora de la gestión de los purines porcinos en Catalunya. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya. Barcelona.
- Yagüe, M. R., Bosch-Serra, Á. D., Antúnez, M., y Boixadera, J. (2012). Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment*, 438, 218–224.

## **CAPÍTULO 2: EFLUENTES PORCINOS GENERADOS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA**

## INTRODUCCIÓN

La concentración de animales en áreas geográficas específicas genera problemas ambientales. Eso se debe a la dificultad de implementar una correcta gestión agronómica de los estiércoles sobre una superficie disponible (García Sanz *et al.*, 2010). Como consecuencia, el suelo receptor pierde la capacidad depuradora, regeneradora y recicladora de estos residuos. Por lo tanto, la distribución geográfica de las existencias animales es una de las cuestiones más importantes a considerar desde el punto de vista ambiental. A nivel nacional, la provincia de Córdoba es la segunda provincia productora de cerdos, luego de Buenos Aires, con 12489 establecimientos agropecuarios y 1126531 animales, concentrando el 22% de la existencia nacional (SENASA, 2017). A su vez, las existencias porcinas provinciales tienen fuerte presencia en los departamentos del sur- sureste, ligada a la producción de maíz, concentrándose el 51% del total de cerdos en tres departamentos (Río Cuarto, Unión y Marcos Juárez).

La producción intensiva de cerdos genera grandes cantidades de efluente, estimándose para el año 2005 una generación a nivel mundial de 1500 millones de toneladas (Kuligowski *et al.*, 2010). Sin embargo, la cantidad de efluentes que se generan en la provincia de Córdoba es difícil de conocer o estimar, así como su caracterización y potencial impacto ambiental a nivel regional. Esto sucede debido a que existe una ausencia de información sobre valores de generación de efluente por animal a nivel nacional. Sólo existen valores unitarios de volumen y N excretado por animal por año en bibliografía internacional. A pesar de la ausencia de información a nivel nacional, la Provincia de Córdoba cuenta a partir del año 2016 con normativas específicas para el manejo y uso agronómico de efluentes y residuos pecuarios. Por lo tanto, estimar el potencial de generación de efluente porcino permitiría brindar información a los decisores de políticas públicas, con la finalidad de adecuar las normativas en función de la concentración de efluentes por área geográfica. Además, permitirá planificar su gestión y determinar si se generan excedentes en áreas específicas que puedan provocar impactos ambientales negativos.



## OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Calcular el volumen de efluente porcino generado en la Provincia de Córdoba y estimar su contenido de nitrógeno.
- Generar mapas de distribución de efluente porcino y su contenido de nitrógeno en la Provincia de Córdoba.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para estimar la generación de efluentes se utilizó una base de datos de establecimientos porcinos georeferenciados del año 2014 perteneciente al Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). Se seleccionaron los establecimientos con más de 50 madres, con el supuesto que comienzan a confinar parte de la producción (Beyli *et al.*, 2012). La base de datos cuenta con la cantidad de animales por categoría en cada establecimiento. Cada categoría de animal fue multiplicada por los volúmenes en m<sup>3</sup> (animal.año<sup>-1</sup>) y N generado (kg.m<sup>-3</sup>) por esos efluentes según BOE (2000) y Teira Esmatges (2008) (Tabla 2.1). Se utilizó bibliografía internacional debido a la ausencia de datos calculados a nivel nacional.

Para generar los mapas de distribución se utilizó el software QGIS. Se modificó la base de datos por medio de herramientas de geoprosos. Luego, se ubicaron los establecimientos espacial y temporalmente, asignándoles un valor promedio de volumen de efluente porcino y N generado por pedanía (subdivisión departamental).

Tabla 2. 1. Generación de efluente (m<sup>3</sup>) por categoría por año<sup>-1</sup>.

Categoría	Existencias	m <sup>3</sup> (animal.año) <sup>-1</sup>	kg N.m <sup>3</sup>	kg N.animal <sup>-1</sup>
Cerda	92395	5,10	2,94	14,99
Cachorra	39131	1,00	3,4	3,40
Lechón	236852	0,07	2,9	0,22
Cachorro	107602	0,82	3,33	2,72
MEI	15616	1,14	3,4	3,86
Capón	134944	1,14	3,4	3,86
Padrillo	4049	6,12	2,94	17,99

Adaptado de BOE (2000) y Teira Esmatges (2008). MEI: macho entero inmunocastrado.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### VOLUMEN GENERADO Y NITRÓGENO APORTADO POR EFLUENTE PORCINO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

El volumen potencial de efluente porcino en la provincia, considerando los coeficientes de la Tabla 2.1, se estima en **811911** m<sup>3</sup> de efluente año<sup>-1</sup>, los que contienen **2517336** kg N. A su vez, en la Tabla 2.2 se aprecia el volumen y N generado por las diferentes categorías de cerdos. Se puede observar que la categoría de cerda es la de mayor generación de efluente debido a las existencias y mayor generación unitaria por animal (Tabla 2.1).

Tabla 2. 2. Cantidad de efluente generado y su contenido de N, según categoría animal.

Categoría	Volumen (m <sup>3</sup> .año <sup>-1</sup> )	N (kg.año <sup>-1</sup> )
Cerda	471215	1385371
Cachorra	39131	133045
Lechón	17656	51203
Cachorro	88038	293167
MEI	17745	60335
Capón	153345	521375
Padrillo	24780	72842
Total	811911	2517336

MEI: macho entero inmunocastrado.

### DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DEL EFLUENTE PORCINO GENERADO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Las Figuras 2.1 A y B muestran las cantidades de efluente generado y N aportado por pedanía en la provincia de Córdoba. Se observa una concentración espacial de los efluentes porcinos en respuesta al patrón de intensificación de la producción animal. La mayor generación de efluentes corresponde a pedanías pertenecientes a los departamentos sur-sureste de la provincia (Departamento Marcos Juárez, Unión, Río Cuarto y Juárez Celman). A su vez, se debe tener en cuenta que estos departamentos presentan suelos aptos para la agricultura, con posibilidades de utilizar estos efluentes con fines agronómicos. Los suelos predominantes son de orden Molisol, y son considerados los suelos agrícolas con

mayor potencial productivo. Se caracterizan por la presencia de un horizonte superficial con más de 1% de MO, saturación de bases mayor al 50% y un desarrollo del horizonte superficial superior a los 18 cm (Hang *et al.*, 2015).

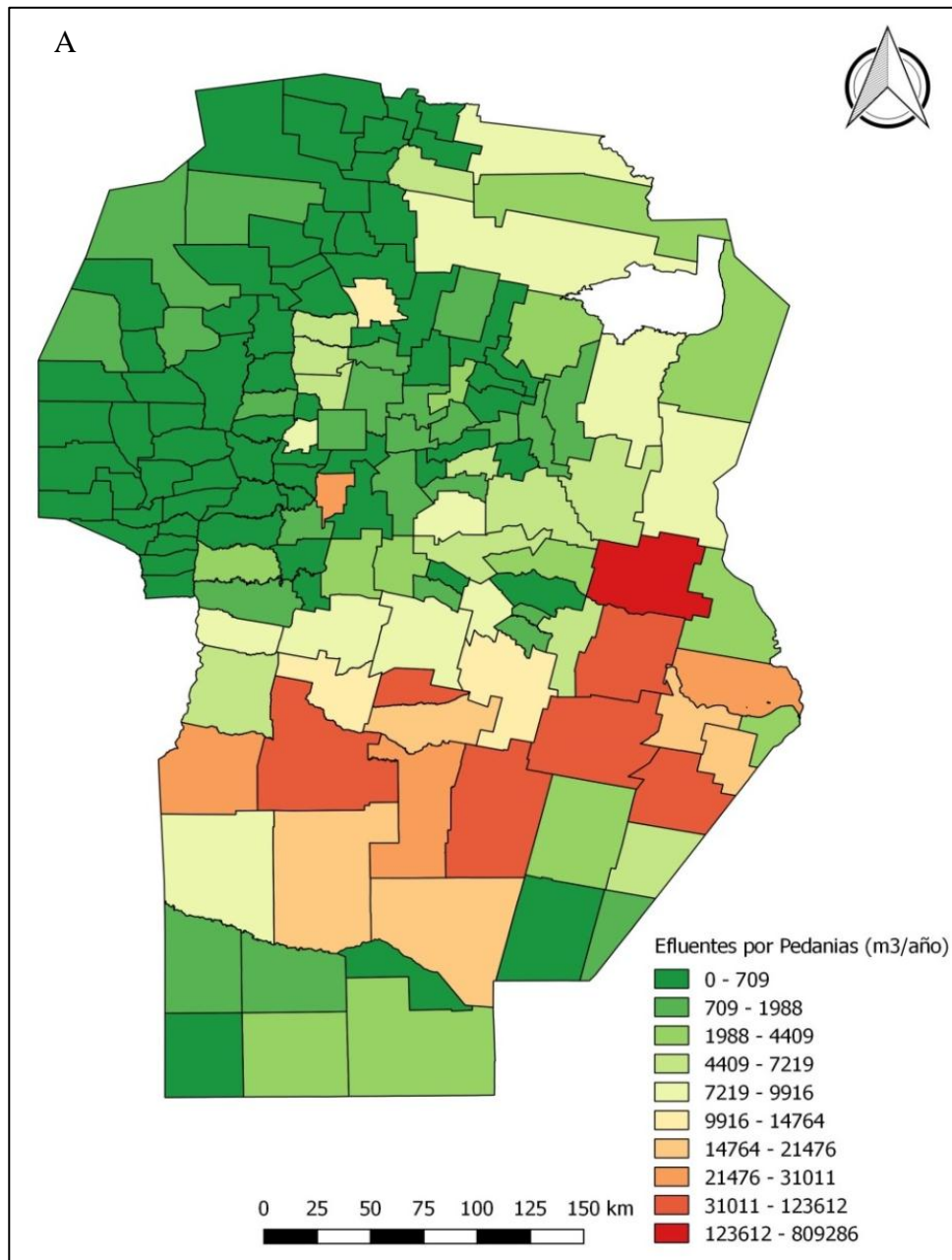


Fig. 2. 1. Distribución del efluente porcino generado en la Provincia de Córdoba a nivel de pedanías (m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup> de efluente porcino).

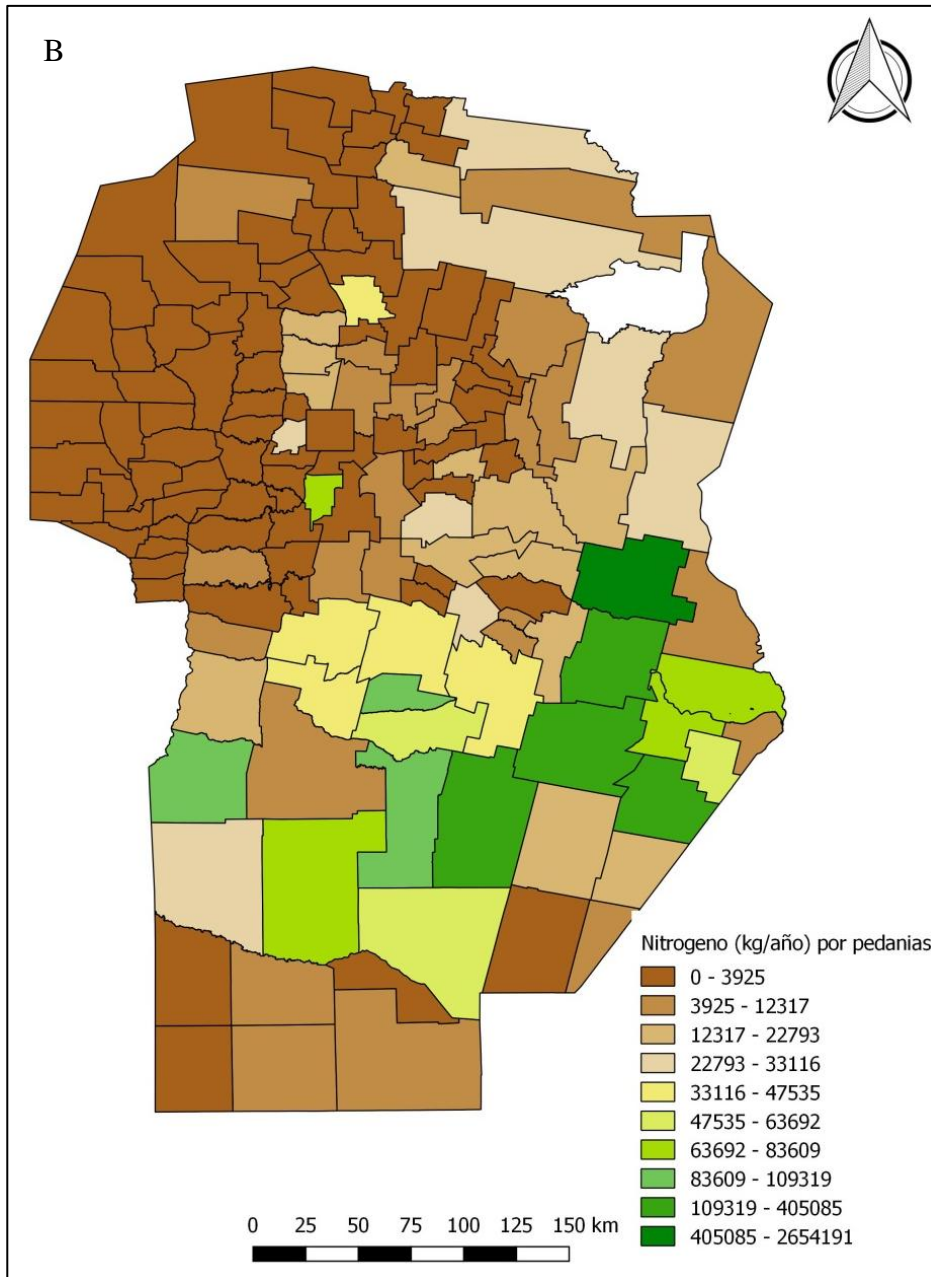


Fig. 2. 2. Distribución del nitrógeno del efluente porcino generado en la Provincia de Córdoba a nivel de pedanías ( $\text{kg}\cdot\text{año}^{-1}$  de nitrógeno aportado con el efluente porcino).

La generación de efluente en la provincia de Córdoba es menor en comparación con lo generado en otros países con mayor existencia porcina. Teira-Esmatges (2008) reporta que Cataluña genera  $16.000.000 \text{ m}^3\cdot\text{año}^{-1}$  de efluente porcino, los cuales aportan  $55.000.000 \text{ kg N}\cdot\text{año}^{-1}$ . A su vez, cuando relacionan el N generado con la superficie agrícola útil (SAU) susceptible a recibir efluente, evidencian sitios (comarcas) con alta

carga de N por superficie (más de  $100 \text{ kg N.ha}^{-1}$ ). Esto difiere de lo calculado en este trabajo a nivel provincial, donde la relación de N generado y SAU de cada pedanía arroja bajos valores de N por hectárea, con un máximo de  $9 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$  en la pedanía de Litín, perteneciente al departamento Unión. Por lo tanto, teniendo en cuenta un balance entre el N disponible en forma de efluente porcino y los requerimientos de los cultivos, no existirían excedentes de efluente.

Sin embargo, se debe tener en cuenta que actualmente en nuestro país la mayoría de los productores porcinos solo aplican el efluente generado en su establecimiento, sobre la superficie agrícola más cercana a las instalaciones de encierre de los animales. Por tal motivo, es necesario ejemplificar tres situaciones con diferentes tamaños de establecimientos porcinos, y la SAU necesaria para cada uno de ellos con la finalidad de realizar un correcto uso agronómico de los efluentes porcinos generados.

A continuación se detallan las tres situaciones diferentes:

- Caso 1. Establecimiento porcino con 50 madres, ciclo completo confinado.

Se estima que una cerda en ciclo cerrado, incluida la madre y su descendencia hasta el final del engorde genera  $17,75 \text{ m}^3$  de efluente y  $57,60 \text{ kg N}$  anualmente (BOE, 2000; Teira-Esmatges, 2008). Por lo tanto, en este establecimiento hipotético con 50 madres la generación anual de efluente sería de  $887,5 \text{ m}^3$  y  $2880 \text{ kg N}$ . Para aplicar  $100 \text{ kg N.ha}^{-1}$  en un cultivo agrícola, este establecimiento necesitaría 28 ha.

- Caso 2. Establecimiento porcino, ciclo incompleto, 1000 animales en engorde confinado.

En la Tabla 2.1 se informa el volumen de efluente y cantidad de N que produce un cerdo en engorde (capón). Por lo tanto, en este establecimiento hipotético con 1000 animales la generación anual de efluente sería de  $1140 \text{ m}^3$  y  $3400 \text{ kg N}$ . Para aplicar  $100 \text{ kg N.ha}^{-1}$  para un cultivo agrícola, este establecimiento necesitaría 34 ha.

- Caso 3. Establecimiento porcino con 1000 madres, ciclo completo confinado.

Según las estimaciones mencionadas en el Caso 1, en este establecimiento hipotético con 1000 madres la generación anual de efluente sería de 17750 m<sup>3</sup> y 57600 kg N. Para aplicar 100 kg N.ha<sup>-1</sup> en un cultivo agrícola, este establecimiento necesitaría 576 ha.

Como se puede evidenciar en los diferentes casos, a medida que se incrementa el número de animales confinados por establecimiento, será necesario disponer de más superficie agrícola para realizar un correcto manejo agronómico de los efluentes porcinos. Teira-Esmatges y Flotats (2003) presentan un esquema de toma de decisiones en función del N a ser aplicado con el efluente. En primera instancia se pregunta si el efluente producido genera exceso de N en el sistema suelo-planta. En caso negativo aconseja realizar un plan de aplicación al suelo con fines agronómicos. En cambio, si es afirmativo se plantean dos opciones. Primero trasladarlo a sitios agrícolas donde es requerido N y, en segundo lugar, si no se cuenta con superficie agrícola para utilizarlo, realizar sistemas de tratamiento con la finalidad de adecuar la calidad composicional o volumen de efluente para poder aplicarlo en la superficie agrícola disponible o volcar a un curso de agua.

Conocer el potencial y la distribución de efluente porcino generado en la provincia es importante para poder generar planes de gestiones específicas para cada sitio. Esta información, a su vez, permite determinar si una valorización agrícola del efluente es posible y si existen sitios con mayor vulnerabilidad donde la gestión de estos debe contribuir a disminuir impactos ambientales negativos.

## **CONCLUSIONES**

El volumen y distribución del N del efluente porcino estimado se concentra en las pedanías pertenecientes a los departamentos del sur-sureste de la provincia de Córdoba. Teniendo en cuenta el N generado en relación con la superficie agrícola disponible, la valorización agronómica del efluente porcino a nivel regional podría ser una alternativa de gestión. Por lo tanto, las normativas provinciales vigentes son adecuadas para una correcta gestión de los efluentes. Sin embargo, se debe considerar que establecimientos porcinos de mayor tamaño pueden no disponer de suficiente superficie agrícola propia para realizar un uso agronómico del efluente porcino, conllevando a impactos ambientales negativos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Beyli, M. E., Brunori, J., Campagna, D., Cottura, G., Crespo, D., Denegri, D., Ducommun, M. L., Faner, C., Figueroa, M. E., Franco, R., Giovanni, F., Goenaga, P., Lomello, V., Lloveras, M., Millares, P., Odetto, S., Panichelli, D., Pietrantonio, J., Rodríguez Fazzone, M., Suárez, R., Spiner, N., y Zielinsky, G. (2012). Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar. ONU - FAO (FAO-INTA). Buenos Aires. 277 pp.
- BOE. (2000). Boletín oficial del Estado N° 58. Real Decreto 324/2000 sobre normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas. Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes e Igualdad. Madrid, España.
- García Sanz, I., Bigeriego Martín de Saavedra, M., Canales Canales, C., y Colmenares Planás, M. (2010). Guía de mejores técnicas disponibles del sector porcino. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. España.
- Hang, S., Negro, G., Becerra, A., y Rampoldi, A. E. (2015). Suelos de Córdoba: Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Kuligowski, K., Poulsen, T. G., Rubæk, G. H., y Sørensen, P. (2010). Plant-availability to barley of phosphorus in ash from thermally treated animal manure in comparison to other manure based materials and commercial fertilizer. *European Journal of Agronomy*, 33(4), 293–303.
- SENASA. (2017). Informes y estadísticas. Publicado en internet, disponible en <http://www.senasa.gob.ar/cadena-animal/porcinos/informacion/informes-y-estadisticas#tramites>. Activo en noviembre 2017.
- Teira-Esmatges, M. . (2008). Informe para la mejora de la gestión de los purines porcinos en Catalunya. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya. Barcelona.
- Teira-Esmatges, M. R., y Flotats, X. (2003). A method for livestock waste management planning in NE Spain. *Waste Management*, 23(10), 917–932.



**CAPÍTULO 3: DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE  
EFLUENTES PORCINOS E INCIDENCIA DE SU USO EN  
LA CALIDAD DEL SUELO (DEPARTAMENTO MARCOS  
JUÁREZ, CÓRDOBA)**

## INTRODUCCIÓN

Las existencias porcinas tienen fuerte presencia en zonas con suelos aptos para la agricultura, como es el caso del departamento Marcos Juárez con suelos Molisoles predominando Clase I y II. Este departamento participa con el 14% de la existencia provincial, con un total de 625 establecimientos y 144763 cerdos. Además, se debe destacar que solo el 20% de los establecimientos poseen más de 50 madres, los cuales comienzan a confinar parte de su producción (SENASA, 2014). Esta intensificación genera, en pequeñas áreas, grandes volúmenes de efluentes que deben ser manejados correctamente para disminuir impactos ambientales negativos.

La composición del efluente y la forma de almacenamiento y manejo, son los principales factores que determinan los niveles de emisión de sustancias potencialmente contaminantes del ambiente. Por lo tanto, es importante considerar los factores que afectan a los mismos. En primer lugar, el tipo de alimento modifica la composición del efluente, en función de las concentraciones de nutrientes y por la eficiencia metabólica de los animales. Una vez establecida la calidad y la composición del efluente, las alternativas para disminuir las emisiones contaminantes se relacionan con el sistema de limpieza, alojamiento, recolección, almacenamiento, tratamientos y valorización agrícola (García Sanz *et al.*, 2010).

La capacidad de almacenamiento es importante para la gestión posterior de los efluentes, principalmente cuando se va a utilizar con fines agrícolas. Por lo tanto, se debe garantizar una capacidad de almacenamiento suficiente que permita la distribución del efluente en suelos agrícolas teniendo en cuenta las dosis y épocas adecuadas de aplicación (Smith *et al.*, 2000; García Sanz *et al.*, 2010). En la provincia de Córdoba, el Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos por medio de la resolución N° 29 obliga a partir del año 2017 a los establecimientos ganaderos disponer de una capacidad mínima que permita almacenar la generación de efluente por 120 días. De igual manera se realiza en Cataluña por medio del Real Decreto 324/2000 el que reglamenta periodos de retención de al menos tres meses.

Al momento de valorar agrónomicamente a los efluentes, es importante ajustar las dosis aportadas a las necesidades de los cultivos, con la finalidad de evitar pérdidas de

nutrientes (principalmente N y P) que provoquen contaminación al ambiente. Una correcta fertilización debe estar basada en la aplicación de buenas prácticas agrícolas. Por lo tanto, se necesitará conocer las necesidades nutricionales del cultivo al que va destinado, las características físicas y químicas del suelo y la composición del efluente a utilizar (García Sanz *et al.*, 2010).

Las aplicaciones al suelo como fuente de nutrientes para cultivos agrícolas son una práctica común en muchos países productores de cerdos (Gomez-Garrido *et al.*, 2014; Da Silva *et al.*, 2015). Mientras que, en nuestro país las aplicaciones de efluente porcino son una práctica relativamente reciente. Los beneficios del uso de los efluentes porcinos como enmienda son conocidos, sin embargo muchas veces la elevada cantidad que se aplica en los mismos sitios, por largos periodos de tiempo, puede exceder la capacidad de soporte de los suelos (Giroto *et al.*, 2010). Esto puede ocasionar problemas de contaminación ambiental, como contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, acumulación de sales, metales pesados, emisión de gases de efecto invernadero, entre otros (Plaza *et al.*, 2004; Giroto *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2013).

Si bien a nivel nacional existen una serie de buenas prácticas de manejo y utilización de efluentes porcinos (Mainnsonave *et al.*, 2016). A la actualidad, se carece de información sobre la implementación de las mismas a nivel nacional, regional y local y sobre la incidencia de su uso sobre la calidad del suelo. Por tal motivo, en estos sistemas intensivos, el monitoreo permanente del suelo es importante para la sostenibilidad de la actividad agrícola. Los indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo pueden indicar problemas o mejoras en el ambiente edáfico por la aplicación sucesiva de efluentes porcinos (Da Silva *et al.*, 2015; Da Silva Oliveira *et al.*, 2017). Conocer cómo se modifican estos indicadores permitirá adoptar las mejores prácticas de manejo para que las actividades agropecuarias sean económica y ambientalmente viables.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Describir actuales prácticas de manejo de efluente porcino, en el departamento de Marcos Juárez, Córdoba.

- Identificar riesgos ambientales sobre el actual manejo de efluente porcino, en el departamento de Marcos Juárez, Córdoba.
- Determinar el efecto de la aplicación de efluente porcino sobre variables químicas y microbiológicas de suelo, en lotes agrícolas de establecimientos porcinos ubicados en el departamento de Marcos Juárez, Córdoba.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDIO

El diagnóstico del manejo de efluente porcino y la incidencia de su uso en la calidad del suelo se realizó en el departamento Marcos Juárez, Córdoba (Fig. 3.1). Este departamento se caracteriza por presentar suelos con una importante fertilidad y alta productividad, consecuencia de sus caracteres físico y químicos intrínsecos y del régimen de precipitaciones. Los suelos predominantes son Molisoles, profundos, con un horizonte superficial rico en MO y bien estructurado que facilita el movimiento superficial del aire y agua (INTA, 1978). Sin embargo, el agua subterránea utilizada para el lavado de las instalaciones de encierro de los animales se caracteriza por presentar pH neutros a alcalinos, y elevados contenidos de sales (Tabla 3.1).

Tabla 3. 1. Aspectos químicos del agua subterránea del acuífero libre en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

Parámetros	Unidad	Mínimo	Máximo
Conductividad eléctrica	dS m <sup>-1</sup>	2	9
pH		7,1	9
Bicarbonato	mg l <sup>-1</sup>	200	>1000
Sulfatos	mg l <sup>-1</sup>	<200	>1200
Cloruros	mg l <sup>-1</sup>	<150	>1150
Calcio	mg l <sup>-1</sup>	<50	250
Magnesio	mg l <sup>-1</sup>	<25	>125
Sodio	mg l <sup>-1</sup>	600	>1200
Potasio	mg l <sup>-1</sup>	>25	>100
Arsénico	ug l <sup>-1</sup>	11	1000
Flúor	mg l <sup>-1</sup>	0,1	12,4
Nitratos	mg l <sup>-1</sup>	<30	>90

Adaptado de Blarasin *et al.*, (2014)

## ENCUESTAS

Se seleccionaron un mínimo del 20% de los establecimientos de cada estrato productivo con más de 50 madres (50-100, 101-500, +500). La selección se realizó a partir de una base de datos del año 2014 perteneciente a SENASA, conformando un total de 31 encuestas, con el supuesto que comienzan a confinar parte de la producción. Los estratos menores a 50 madres no se tuvieron en cuenta ya que suelen realizar producción extensiva y con bajo grado de tecnificación (Beyli *et al.*, 2012).

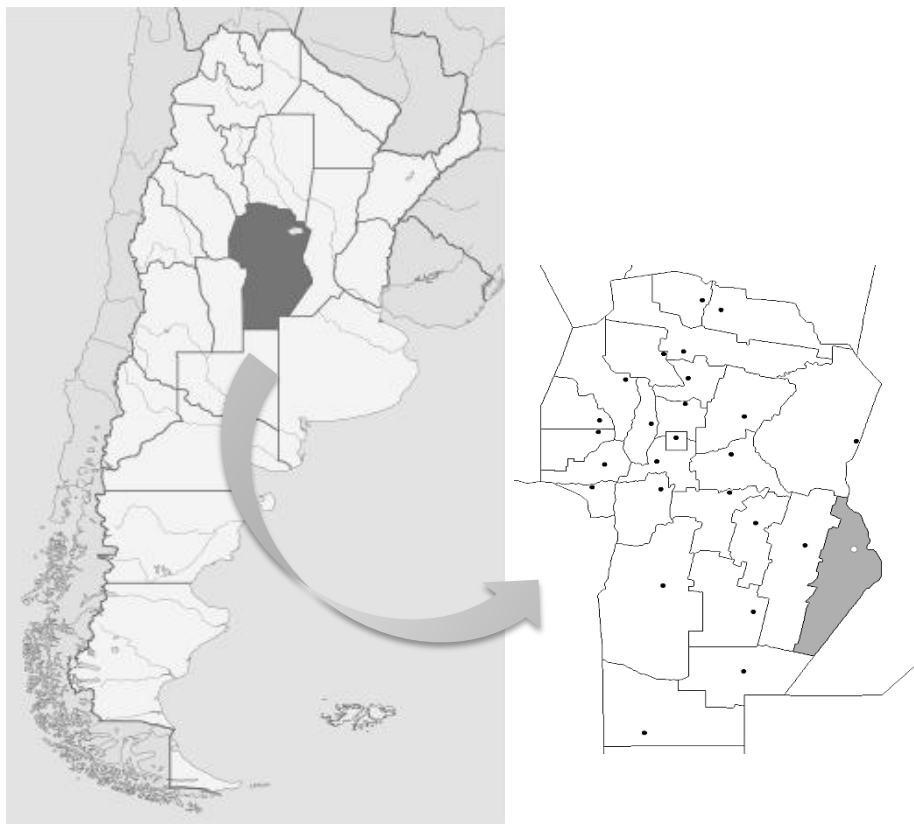


Fig. 3. 1. Ubicación del área de estudio, departamento Marcos Juárez, Córdoba, Argentina.

Tabla 3. 2. Número y porcentaje de encuestas realizadas según estrato productivo porcino.

<b>Estrato productivo</b>	<b>Nº de establecimientos del estrato productivo</b>	<b>Nº de encuestas</b>	<b>% encuestado del estrato productivo</b>
50 a 100 madres	91	19	21
101 a 500 madres	34	9	26
500 madres	3	3	100
<b>TOTAL DE ESTABLECIMIENTOS</b>	<b>128</b>	<b>31</b>	<b>24</b>

Las encuestas se realizaron durante los meses de junio, julio y agosto del año 2015. Para la obtención de datos se diseñó una encuesta de 28 preguntas cerradas y abiertas, con la finalidad de obtener información referente al sistema de producción, instalaciones, manejo y tratamiento de efluentes, disposición final, uso agronómico, entre otros (Anexo 1). A su vez, se estimó la generación de efluente en cada establecimiento en función de los valores unitarios reportados en el capítulo 2 (Tabla 2.1) (BOE, 2000; Teira-Esmatges, 2008).

## **MUESTREO DE SUELO**

Luego de realizar las encuestas, se seleccionaron los establecimientos (n=6) que realizaban aplicaciones de efluente porcino, con una antigüedad mínima de 5 años. Las últimas aplicaciones fueron realizadas previo a la siembra de los cultivos estivales. Por lo tanto, el muestreo de suelo se realizó luego de la cosecha de grano grueso (durante los meses de mayo, junio y julio del año 2017), y antes de nuevas aplicaciones de efluentes. Del total de los establecimientos muestreados, cinco establecimientos se ubicaron sobre suelos Argiudoles típicos (dos en la serie Marcos Juárez, dos en la serie Baldissera y uno en la serie Monte Buey) y un establecimiento sobre suelo Hapludol típico (serie La Bélgica). La descripción de las diferentes series y perfiles de suelo se pueden observar en el ANEXO 2.

## RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Se sacaron 5 muestras compuestas de suelo (constituidas por 15 submuestras), en sitios con aplicación de efluente comparándolo con un suelo testigo (lote agrícola sin aplicación de efluente). Los muestreos se realizaron de 0-0,1 y 0,1-0,2 m de profundidad, con barreno de 2,5 cm de diámetro (Fig. 3.2). Las muestras fueron transportadas al laboratorio, y solo a las muestras de 0-0,1 m de profundidad se aplicó el método de cuarteo hasta obtener dos fracciones de igual masa. Una fracción fue tamizada en húmedo por una malla de tamaño menor a 2 mm y conservada a 4°C para la determinación de las variables microbiológicas, como respiración microbiana (RM), actividad enzimática de la fosfatasa ácida (FAc) e hidrólisis de la fluoresceína (FDA). La otra fracción, al igual que las muestras de 0,1-0,2 m de profundidad, fue secada a temperatura ambiente y luego tamizada para el análisis del resto de las variables (Santos *et al.*, 2017).



Fig. 3. 2. Muestreo de suelo agrícola con aplicaciones de efluente porcino en la localidad de Corral de Bustos, Córdoba.

## DETERMINACIONES

### Carbono orgánico

El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se estimó a partir de la determinación de CO (carbono orgánico) oxidable por mezcla oxidante fuerte a escala

semi-micro (IRAM-SAGyP 29571-2, 2011). Se pesaron 0,5 g de suelo seco, se adicionaron 5 ml de dicromato de potasio 1 N y 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Se dejaron reposar durante 3 minutos y se le adicionaron 15 ml de agua destilada y 3-4 gotas de solución indicadora. Se usó solución de sal de Mohr para titular el exceso de dicromato, hasta el viraje de color verde brillante a rojo. El contenido de COS fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\text{COS}(\text{g. kg}^{-1}) = \frac{(\text{Vb} - \text{Vm}) \times \text{M} \times 3}{\text{m}}$$

Dónde:

Vb: volumen de la solución de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco (ml)

Vm: volumen de la solución de sal de Mohr consumidos en la valoración de la muestra (ml)

M: molaridad de la solución de la sal de Mohr ( $\text{mmol ml}^{-1}$ )

3: factor de conversión del nivel de oxidación del C ( $\text{mg mmol}^{-1}$ )

m: masa de suelo (g)

### **Nitrógeno orgánico del suelo**

El contenido de N orgánico del suelo (NOS) se determinó por el método semi-micro kjeldahl modificado (IRAM-SAGPyA 29572 -1, 2011). Se pesaron entre 0,25- 0,50 g de suelo en un tubo de digestión y se agregaron 1 g de mezcla catalítica (94% sulfato de potasio y 6% de sulfato de cobre) y 3 ml de ácido sulfúrico concentrado. La mezcla se llevó a digestión a 380 °C hasta cambio de color a verde claro. Se dejó entibiar por 10 minutos y se adicionó 20 ml de agua destilada. Posteriormente, se alcalinizó la muestra con 20 ml de hidróxido de sodio 10 N. Inmediatamente se realizó la destilación, recolectando 30 ml del destilado en un erlenmeyer con 5 ml de ácido bórico con indicador de verde de bromocresol y rojo de metilo. Finalmente se tituló con ácido sulfúrico 0,005 N hasta el



viraje del color verde a rosa pálido. El contenido de NOS fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\text{NOS (mg. g}^{-1}\text{)} = \frac{V_m - V_b \times c(\text{H}^+) \times \text{MN}}{m}$$

Dónde:

$V_m$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración de la muestra (ml)

$V_b$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración del blanco (ml)

$c(\text{H}^+)$ : concentración de  $\text{H}^+$  en la solución del ácido ( $\text{mmol ml}^{-1}$ )

MN: masa de un mmol de nitrógeno= 14 ( $\text{mg mmol}^{-1}$ )

$m$ : masa de suelo (g)

### **Fósforo extraíble**

El contenido de P extraíble (Pe) se determinó según la metodología de Bray y Kurtz N° 1 modificado (IRAM-SAGyP 29570-1, 2010). Se pesaron 2,5 g de suelo seco en un tubo de agitación de 50 ml y se adicionaron 20 ml de solución extractiva (fluoruro de amonio y ácido clorhídrico). Luego se colocaron los tubos en un agitador durante 5 minutos y posteriormente se centrifugaron por 10 minutos. Se transfirió una alícuota de 1 ml del extracto a un tubo de ensayo, se le agregaron 8 ml de solución mezcla (ácido sulfúrico 5 N, molibdato de amonio, tartrato de antimonio y potasio y ácido ascórbico 0,1 M), se homogeneizaron y se dejaron en reposo por 30 minutos para el desarrollo del color. Luego se midieron colorimétricamente en espectrofotómetro SPECTRUM SP-1105 a una longitud de onda de 882 nm, comparándolo con una curva de calibración. El contenido de Pe fue calculado mediante las siguientes ecuaciones:

$$\text{Pe (mg)} = A \times Fc$$

$$\text{P (mg. kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{mg Pe} \times V_{\text{ex}} \times F}{m \times V_a}$$

Dónde:

Pe: masa de fosforo en la alícuota (mg)

Vex: volumen de solución extractiva (ml)

F: factor de dilución

m: masa de suelo (g)

V<sub>a</sub>: volumen de la alícuota del extracto (ml)

### **Reacción del suelo (pH)**

El pH se determinó por método potenciométrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (IRAM 29410, 1999). Se transfirieron 10 g de suelo seco a un vaso de precipitado. Se agregaron 25 ml de agua destilada y se agitaron con varilla de vidrio hasta lograr una dispersión uniforme. Se dejaron reposar dos horas realizando una agitación transcurrida una hora. Una vez cumplido el tiempo correspondiente, y previa agitación de la suspensión, se introdujo el electrodo en la misma y se registraron los valores una vez que la lectura estuvo estabilizada, utilizando un pH-metro de mesa InoLab pH 720.

### **Conductividad eléctrica**

La CE se determinó por método conductimétrico en una suspensión suelo-agua de 1:2,5 (Rhoades, 1996). Se transfirieron 10 g de suelo seco a un vaso de precipitado. Se agregaron 25 ml de agua destilada y se agitó con varilla de vidrio hasta lograr una dispersión uniforme. Se dejó reposar dos horas realizando una agitación transcurrida una hora. Una vez cumplido el tiempo correspondiente, y previa agitación de la suspensión, se introdujo el conductímetro multi-range HANNA en la misma y se registraron los valores una vez que la lectura estuvo estabilizada.

### **Nitrógeno anaeróbico**

El contenido de nitrógeno anaeróbico (N<sub>an</sub>) se determinó según la metodología de incubación anaeróbica propuesta por Echeverría et al. (2000). Se pesaron 10 g de suelo seco y se incubaron anaeróbicamente durante 7 días a 40° C. Posteriormente se

transfirieron las muestras a balones de destilación y se adicionaron 0,2 g de óxido de magnesio calcinado. Inmediatamente se destilaron, recolectando 30 ml del destilado en un erlenmeyer con 5 ml de ácido bórico con indicador de verde de bromocresol y rojo de metilo. Finalmente, se tituló con ácido sulfúrico 0,005 N hasta el viraje del color verde a rosa pálido. El contenido de amonio fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$N_{an} \text{ (mg. kg suelo}^{-1}\text{)} = (V_m - V_b) \times \frac{70}{m}$$

Dónde:

$V_m$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración de la muestra (ml)

$V_b$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración del blanco (ml)

$m$ : masa de suelo (g)

70: equivalente N a partir de 1 ml de ácido sulfúrico (70 mg de N)

### **Materia Orgánica Particulada**

La materia orgánica particulada (MOP) se determinó mediante fraccionamiento por tamaño de partícula (106  $\mu\text{m}$ ) utilizando una adaptación de la metodología propuesta por Cambardella y Elliott (1993). Se pesaron 30 g de suelo seco en un recipiente plástico con tapa y se adicionaron 100 ml de hexametáfosfato de sodio al 0,5% (dispersante de suelo). Luego, se llevó a agitación por 3 horas. Posteriormente, la muestra se colocó sobre un tamiz de 106  $\mu\text{m}$  situado en un tamizador ultrasónico SPARTAN por 3 minutos a una intensidad de 1,5. El material remanente sobre el tamiz se transfirió a recipientes plásticos, y se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante. El contenido de MOP fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$MOP \text{ (g. kg}^{-1}\text{)} = \frac{(M_m - M_t)}{m} \times 1000$$

Dónde:

$M_m$ : masa de la fracción particulada (g)

Mt: masa del recipiente plástico (g)

m: masa de suelo (g)

### **Carbono de la Biomasa Microbiana**

El contenido de C de la biomasa microbiana (CBM) se determinó por la metodología de fumigación-extracción (Vance et al., 1987). Para su determinación se pesaron 7,5 g de suelo seco por duplicado en tubos cónicos de 50 ml. Se agregaron 2,5 ml de agua destilada y se dejaron incubando durante 15 horas a 30°C en oscuridad. Posteriormente una repetición por muestra fue fumigada con 0,4 ml de cloroformo, dejándola reposar por 30 minutos. Luego se adicionaron 30 ml de solución de sulfato de potasio 0,5 M a todas las muestras y se agitaron durante 1 hora en posición horizontal. Se filtraron y se transfirieron 4 ml de extracto en tubos de ensayos. A las mismas se le agregaron 1 ml de dicromato de potasio 0,06667 M y 4 ml ácido sulfúrico concentrado. Las muestras en los tubos de ensayos fueron homogenizada por vortex e inmediatamente se digirieron a 140°C durante 30 minutos. Posteriormente se le agregó 1 ml de agua destilada y se dejaron entibiar. Finalmente se midieron colorimétricamente en espectrofotómetro SPRECTRUM SP-1105 a una longitud de onda de 590 nm, comparándolo con una curva de calibración realizada con glucosa. El contenido de CBM fue calculado mediante las siguientes ecuaciones:

$$C \text{ (g.l}^{-1}\text{)} = A \times Fc$$

$$C \text{ (mg.kg}^{-1}\text{)} = ((C \text{ g.l}^{-1}) \times \frac{30}{7,5}) \times 1000$$

$$\text{CBM (mg.kg}^{-1}\text{)} = \frac{C \text{ Fumigado} - C \text{ No Fumigado}}{kc}$$

Dónde:

A: Absorbancia

Fc: factor de la curva de calibración

30: Solución de sulfato de potasio 0,5 M

7,5: Masa de suelo (g)

Kc (Factor de corrección)= 0,35

### **Respiración microbiana**

La concentración de RM fue determinada por la técnica de incubación y cuantificación de la producción de dióxido de carbono (Jenkinson y Powlson, 1976). Se pesaron 30 g de suelo húmedo en un recipiente hermético, al cual se le introdujo un recipiente con 20 ml de hidróxido de sodio (secuestrante del dióxido de carbono). Se incubaron durante 7 días a 25°C en oscuridad. Finalizada la incubación se transfirieron 5 ml de hidróxido de sodio a un erlenmeyer y se adicionó 1 ml de cloruro de bario al 20% y 1-2 gotas de indicador de fenoftaleina. Posteriormente, se realizó una retrotitulación con ácido sulfúrico 0,1 N hasta viraje de color rosa a incoloro. Para calcular el dióxido de carbono secuestrado en 20 ml se multiplicaron por cuatro los volúmenes titulados. La concentración de RM fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$RM \text{ (mg. } 100 \text{ g}^{-1}\text{)} = \frac{((Vb - Vm) \times c(H^+) \times MN \times 100)}{30 \times (1 - H^{\circ})}$$

Dónde:

Vm: Volumen de la solución de ácido consumido en la valoración de la muestra (ml)

Vb: Volumen de la solución de ácido consumido en la valoración del blanco (ml)

MN: Masa de un mmol de carbono= 22 (mg mmol<sup>-1</sup>)

c(H<sup>+</sup>): Concentración de H<sup>+</sup> en la solución del ácido (mmol ml<sup>-1</sup>)

30: masa de suelo (g)

H<sup>°</sup>: Humedad del suelo, expresado en %/100

### **Coefficiente metabólico**

El coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>) se obtuvo a partir de la relación entre RM y CBM. Previamente, la RM fue transformada de mg 100 g<sup>-1</sup> suelo a mg kg<sup>-1</sup>. Obteniendo el qCO<sub>2</sub> mediante la siguiente ecuación:

$$RM \text{ (mg. kg}^{-1}\text{)} = \frac{RM \text{ (mg. 100 g}^{-1}\text{)} \times 1000}{100}$$

$$qCO_2 = \frac{RM}{CBM}$$

### **Hidrolisis de fluoresceína diacetato**

El método utilizado fue el propuesto por Alef y Nannipieri (1995). Para su determinación se pesó 1 g de suelo húmedo en un tubo cónico de 50 ml. Se adicionaron 15 ml de sodio fosfato buffer y 10 ml de solución de fluoresceína diacetato. Luego se taparon los tubos herméticamente y se agitaron por 2 h. Se filtraron las soluciones en tubos de vidrio de 50 ml y se determinaron colorimétricamente en espectrofotómetro SPECTRUM SP-1105 a una longitud de onda de 490 nm, comparándolo con una curva de calibración realizada con una solución de fluoresceína. El contenido de FDA fue calculado mediante las siguientes ecuaciones:

$$FDA \text{ (mg)} = (A \times a) - b$$

$$FDA \text{ (mg. kg}^{-1}\text{. h}^{-1}\text{)} = \left( \frac{FDA}{t} \right) \times 1000$$

$$\frac{FDA \text{ (mg. kg}^{-1}\text{. h}^{-1}\text{)}}{1 - H^{\circ}}$$

Dónde:

A: Absorbancia

a: Ordenada de origen de la curva de calibración

b: Pendiente de la curva de calibración

t: tiempo de agitación (horas)= 2

H°: Humedad del suelo, expresado en %/100

### Actividad Enzimática de la Fosfatasa Ácida

Se implementó el método propuesto por Alef y Nannipieri (1995). Para su determinación se pesó 1 g de suelo húmedo. Se le adicionaron 4 ml de buffer pH 6,5 y 1 ml de solución de p-nitrofenil fosfato 0,025 M. Luego de 1 h de incubación a 37°C en baño termostático se le adicionó 1 ml de solución de cloruro de calcio 0,5 M y 4 ml de hidróxido de sodio 0,5 M. Las suspensiones de suelo fueron filtradas, transfiriendo una alícuota de 0,5 ml a tubos de ensayos aforados de 10 ml. Se le adicionó agua destilada hasta el aforo y se pasó por vortex. Finalmente se determinaron colorimétricamente en espectrofotómetro SPECTRUM SP-1105 a una longitud de onda de 410 nm, comparándolo con una curva de calibración realizada con p-nitrofenol. El contenido de FAc fue calculado mediante las siguientes ecuaciones:

$$\text{FAc (mg PNF)} = (A \times a) - b$$

$$\text{FAc (mg PNF. kg}^{-1}\text{. h}^{-1}\text{)} = \left(\frac{\text{mg FAc}}{0,5}\right) \times 10$$

$$\text{FAc (mg PNF. kg suelos seco}^{-1}\text{. h}^{-1}\text{)} = \frac{\text{mg. kg}^{-1}\text{. h}^{-1}\text{FAc}}{1 - H^{\circ}}$$

Dónde:

PNF: p-nitrofenol

A: Absorbancia

a: Ordenada de origen de la curva de calibración

b: Pendiente de la curva de calibración

0,5: alícuota de la solución (ml)

10: Volumen final de la solución (ml)

H°: Humedad del suelo, expresado en %/100

### ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis de datos se empleó Infostat Professional (Di Rienzo *et al.*, 2017). Para el análisis de las encuestas se realizaron análisis descriptivos mediante gráficos y tablas de frecuencias. Para el análisis de las variables químicas y microbiológicas de suelo

se aplicó un modelo lineal mixto homocedástico, tomando como efecto fijo las situaciones (lotes con y sin aplicaciones de efluente) y como efecto aleatorio los diferentes establecimientos porcinos. Cuando las varianzas no cumplieron el supuesto de homogeneidad se aplicaron modelos heterocedásticos. Debido a que los atributos del suelo difieren con la profundidad, la misma no fue incluida en el modelo estadístico para el análisis de las variables químicas de suelo, analizándose cada profundidad de manera individual. Cuando existieron diferencias significativas en las variables medidas se realizó la prueba de comparación de medias mediante LSD Fisher con significancias del 5%. Finalmente, se realizó un gráfico multivariado (gráfico de estrellas) con el propósito de resumir el efecto de las aplicaciones de efluente porcino sobre indicadores químicos y microbiológicos de suelo en la profundidad de 0-0,1 m.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE EFLUENTE PORCINO**

A partir de las encuestas realizadas se pudo corroborar el supuesto que la mayoría de los establecimientos con más de 50 madres confinaron total o parcialmente la producción (Tabla 3.2). Estos representaron el 90% de los productores encuestados, mientras que una minoría del 10% continuó realizando producción a campo. A su vez, de los establecimientos que realizaron confinamiento, el 87% contaban con galpones, y por lo tanto generaban efluentes. Solo un 3% confinaron por medio del sistema de cama profunda (Tabla 3.2 y Fig. 3.3). Este sistema consiste en la producción de cerdos sobre piso de tierra con una cama de 50-60 cm de profundidad de material vegetal seco. Las camas pueden ser de rastrojo de trigo, rastrojo de maíz, cáscara de arroz, cáscara de maní, virutas de madera, o una mezcla de varios de estos materiales bien deshidratados, entre otros. De esta forma se genera un residuo sólido compuesto por la mezcla de rastrojo vegetal, heces y orina. (ACPA, 2007; Giacomini y Aita, 2008; Cruz et al., 2012).



Tabla 3. 3. Sistemas de producción porcina y tipo de confinamiento de establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

	Sistema de producción	%	Tipo de confinamiento	%
Total encuestados (100%)	Campo/Aire libre	10		
	Semi-confinado	32	Galpón	<b>87</b>
	Confinado	58	Cama profunda	3

Al analizar los productores que realizaron al menos una parte de su producción mediante sistema confinado, y por lo tanto generaron efluentes líquidos (Fig. 3.3 B), se evidenció que en las instalaciones de encierre de los animales, el 83% de los productores presentaron pisos de hormigón y/o plástico ranurados, y una minoría del 17% piso de hormigón entero (Fig. 3.4). Los pisos ranurados favorecen la limpieza de las instalaciones, y los efluentes recolectados en las fosas internas suelen permanecer durante toda la estancia de los animales o vaciarse periódicamente, en función de las categorías alojadas (García Sanz *et al.*, 2010). A su vez, todos los productores reportaron usar agua subterránea para la limpieza. Ésta se mezcla con las deyecciones y pasa a formar parte de los efluentes. El origen del agua utilizada es importante, ya que sus características pasarán a conformar parte de los efluentes. El agua subterránea del departamento Marcos Juárez se caracteriza por presentar una CE elevada (3 a 7 dS m<sup>-1</sup>) y elevados contenidos de sodio (Blarasin *et al.*, 2014), lo cual puede alterar la composición nutricional de los efluentes porcinos.



Fig. 3. 3. Sistemas de producción porcina, A) A campo o aire libre, B) Confinado en galpón y C) Confinado en sistema de cama profunda. Imágenes de establecimientos encuestados.

El 87% de los productores utilizaron agua a presión para la limpieza de las instalaciones, un 7% agua sin presión y el 6% restante raspador mecánico/manual para separar sólidos de líquidos. Si bien la mayoría de los establecimientos informaron utilizar agua a presión, los mismos desconocían la cantidad de agua consumida para la limpieza. Esta agua es una parte importante del volumen final de los efluentes generados, y afecta a las características fisicoquímicas de los mismos por concentración o dilución (García Sanz *et al.*, 2010).



Fig. 3. 4. Tipos de pisos de instalaciones de encierre, A) Ranurado de plástico, B) Ranurado de hormigón y C) Hormigón completo. Imágenes de establecimientos encuestados.

En cuanto al manejo y gestión de los efluentes, el 89% de los productores manifestaron no conocer los volúmenes generados, mientras que solo el 11% estimó aproximadamente el volumen, en función de valores teóricos de generación por animal y/o dimensiones de los sistemas de almacenamiento. Además, el 83% manifestaron realizar el traslado de los efluentes desde las instalaciones de encierre hacia el sistema de almacenamiento por vía pasiva, principalmente por tubería subterránea. Mientras que, un 5% emplearon algún tipo de maquinaria para trasladarlo, como bombas o estercoleras. Ningún establecimiento informó mantener los efluentes en las fosas internas de las instalaciones de encierre hasta su disposición final.

Además, el 93% de los productores encuestados expresaron que el manejo lo realizan dentro del establecimiento. Mientras que, un 4% indicaron que volcaron los efluentes a cursos de agua superficiales, y el 4% restante manifestaron que la gestión la realizaron dentro y fuera de su propio establecimiento, realizando aplicaciones a suelos agrícolas de lotes linderos. Este porcentaje fue menor, en comparación con lo reportado por Smith *et al.* (2000) quienes informaron que el 16% de los productores encuestados del Reino Unido trasladaron a otras áreas el 75% del efluente que generaban.

En el departamento Marcos Juárez se estima una generación 119378 m<sup>3</sup> de efluente año<sup>-1</sup>. De este volumen, el 43% no fue sometido a sistemas primarios de separación de fases. El 58% restante fue separado por decantación y remoción (3%) y por medio de parrillas y/o rejillas (55%). Sin embargo, al evaluar el porcentaje de productores que realizaron estas prácticas, se evidenció ser una minoría (19%) pero con mayor número de animales y consecuentemente mayor generación de efluentes (Fig. 3.5). A su vez, de los casos que realizaron separación de fases, solo dos establecimientos encuestados realizaron tratamiento del sólido obtenido, por medio del sistema de compostaje.

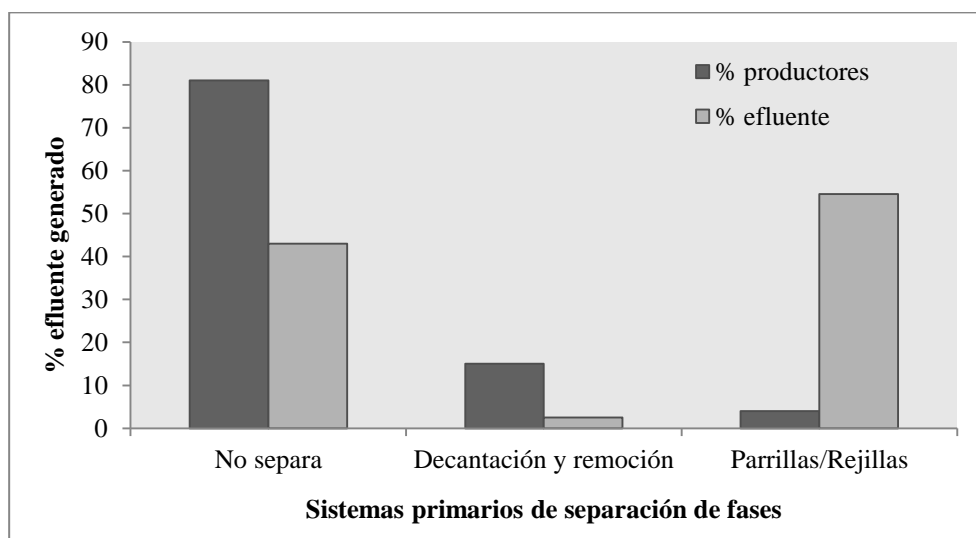


Fig. 3. 5. Sistemas primarios de separación de fases de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

En cuanto al tratamiento de los efluentes, se calculó que el 49% del efluente generado no recibió tratamiento y correspondieron a la mayoría de los productores encuestados (68%). Estos efluentes fueron generalmente almacenados en lagunas o fosas, cámaras sépticas o vertidos directamente a cursos de agua. A su vez, la mayoría de las lagunas o fosas no fueron diseñadas para tal motivo, y fueron el resultado de las excavaciones de tierra para elevar las construcciones de las instalaciones de encierre, como lo describe Mainnsonave *et al.* (2016). Del 51% del efluente restante, el 27% fue tratado por medio de lagunas de estabilización, un 19% por digestión anaerobia y un 6% por lagunas anaerobias (Fig. 3.7).

Las lagunas anaerobias como sistema de tratamiento consisten en una laguna profunda, con ausencia de oxígeno, donde microorganismos descomponen la MO. Mientras que, las lagunas de estabilización tienen como finalidad la remoción de contaminantes y patógenos. Las mismas están conformadas generalmente por tres lagunas interconectadas: primero una anaeróbica, seguida por una facultativa y terminando con una aeróbica o de maduración. En las dos primeras etapas se produce la mayor degradación de la demanda biológica de oxígeno ( $DBO_5$ ) (95% aproximadamente), mientras que el aporte más importante de la aerobia es la remoción de patógenos y nutrientes (N y P). Por su parte, la digestión anaeróbica es un proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de los efluentes son convertidos en biogás, principalmente dióxido de carbono y metano (Beyli *et al.*, 2012; Mainnsonave *et al.*, 2016).

El porcentaje de efluente que no recibió tratamiento en este estudio fue menor en comparación con lo reportado en España por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2010), quienes observaron que el 80,9% de los efluentes porcinos no fueron tratados, mientras que el resto fue tratado mediante sistemas aeróbicos (3,8%), separación sólido- líquido (7,5%) y desecación (5,9%).

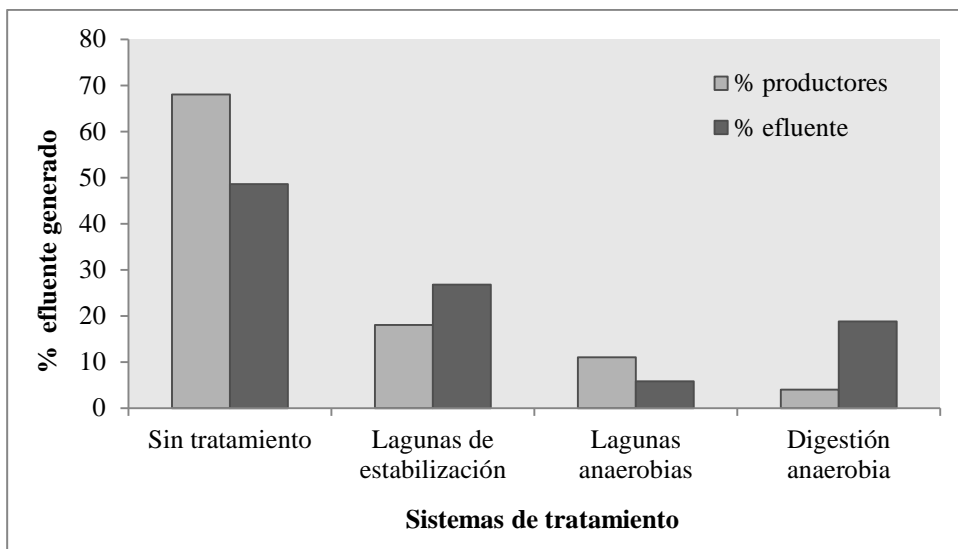


Fig. 3. 6. Sistemas de tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.



Fig. 3. 7. Sistemas de manejo de efluente porcino, A) Sin tratamiento, B) Tratamiento anaerobio, C) Laguna anaerobia de estabilización y D) Laguna facultativa de estabilización. Imágenes de establecimientos encuestados.

En cuanto a la construcción de los sistemas de almacenamiento es importante garantizar su impermeabilidad, con la finalidad de evitar el riesgo de filtración y contaminación hacia las aguas superficiales o subterráneas. También se deben contemplar medidas para evitar riesgos de desbordamiento (García Sanz *et al.*, 2010). Sin embargo, se pudo evidenciar que el 74% de los establecimientos no impermeabilizaron los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento (tierra). Solo el 15% utilizaron membrana o geotextiles para impermeabilizar, un 7% lo realizaron por medio de hormigón, y un 4% reportaron usar bentonita (Fig. 3.8 y 3.9). Sin embargo, se debe destacar que este menor porcentaje de productores fueron los mayores generadores de efluente, con una participación del 61% del efluente generado (Fig. 3.8).

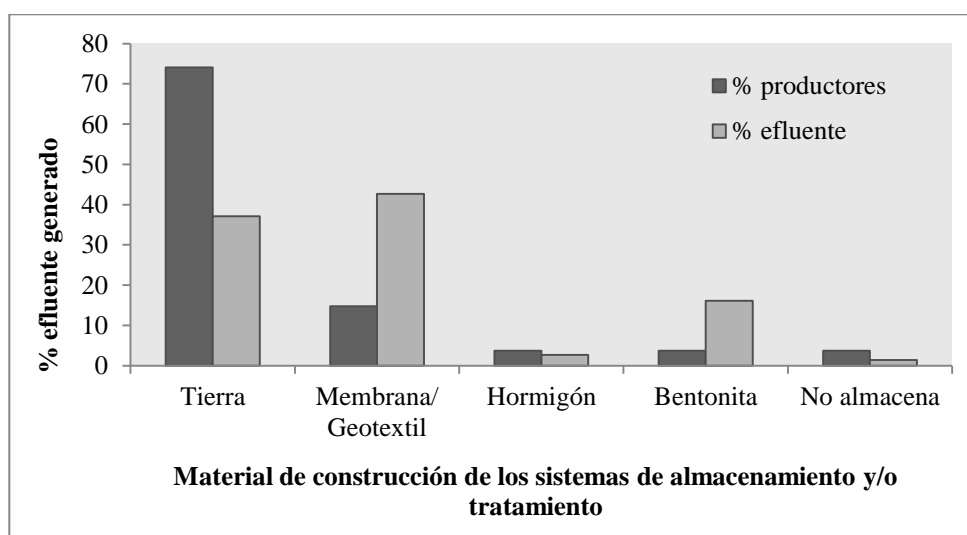


Fig. 3. 8. Material de construcción de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizado por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

De los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento, el 81% de los productores utilizaron diseños rectangulares, un 12% cuadrado y el 8% circular (Fig. 3.9 y 3.10). Sobre el 92% de los productores encuestados que utilizaron forma rectangular y cuadrada, se calcularon las medias de las dimensiones utilizadas, evidenciándose una gran variabilidad (Tabla 3.3). Aldana y Bracho (2005) reportaron que las lagunas deben ser diseñadas en forma rectangular y la relación largo/ancho debe ser superior a 8-10. De esta forma se

promueve el flujo pistón necesario para una mejor degradación de la MO presente. A su vez, todos los productores expresaron no verter otros residuos en los sistemas de almacenamiento. Por su parte, Smith *et al.* (2000) reportaron que en Inglaterra y Gales, el 15% del efluente porcino no fue almacenado, mientras que el 25% fue almacenado en tanques circulares, un 20% en lagunas (ambos encima del nivel del suelo) y un 40% en tanques y estructuras enterradas en el suelo.



Fig. 3. 9. Tipos de impermeabilización y diseño de sistemas de almacenamiento y/o tratamiento, A) Rectangular sin impermeabilización, B) Rectangular impermeabilizado con geotextil y C) Circular impermeabilizado con hormigón. Imágenes de establecimientos encuestados.



Tabla 3. 4. Dimensiones de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

Dimensiones	Media	DE	Min	Max
Largo (m)	42,6	31,9	4	100
Ancho (m)	11,0	10,5	2	40
Profundidad (m)	2,5	1,1	1	5
Volumen (m <sup>3</sup> )	1542	2393	8	9975
Relación largo/ancho	7,1	9,4	1	33,3

DE: desvío estándar; Min: mínimo; Max: máximo.

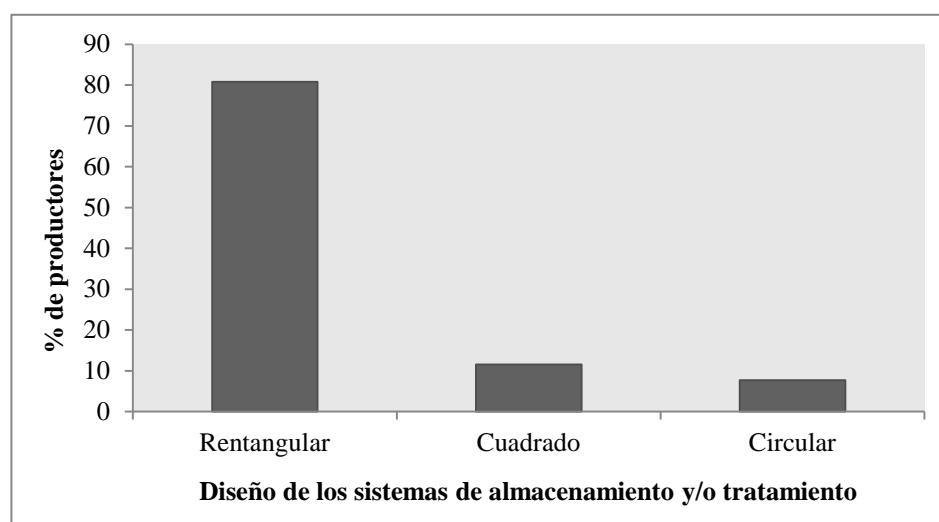


Fig. 3. 10. Diseño de los sistemas de almacenamiento y/o tratamiento de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

Aunque existen diversos sistemas de tratamiento de efluentes, en muchas ocasiones su ejecución está limitada por razones técnicas y/o económicas. Por lo tanto, el uso agrícola (aplicación al suelo) de los efluentes debe ser considerada como la principal opción de manejo (Teira-Esmatges, 2008; García Sanz *et al.*, 2010). El 68% del efluente generado fue gestionado de esta forma, y representaron el 37% de los productores. En cambio, la mayoría de los productores (52%) reportaron mantener los efluentes en los sistemas de almacenamiento (principalmente lagunas) y participaron con el 26% del efluente generado (Fig. 3.12). El 6% del efluente restante fue volcado a cursos de agua o

reutilizaron la fracción líquida para lavado de los galpones de encierre (categorizado como otro) (Fig. 3.11).

De los efluentes que permanecieron en los sistemas de almacenamiento se observó una gran variabilidad en los años de antigüedad (1 a 20 años). A su vez, se debe destacar que en el momento de realizar la encuesta se presentaba un importante ascenso del nivel freático, y por lo tanto pudo haber existido riesgo de filtración de los efluentes y contaminación de agua subterránea. Esto se produce debido a que los efluentes presentan alta carga de sustancias orgánicas y nutrientes, generando problemas de eutrofización. Por esta misma razón, el vuelco directo a cursos de agua está prohibido, y sólo los establecimientos que presenten sistemas de tratamiento podrán verter sus efluentes a los cursos de agua cuando cumplan con la correspondiente autorización de vertido por parte del Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos.

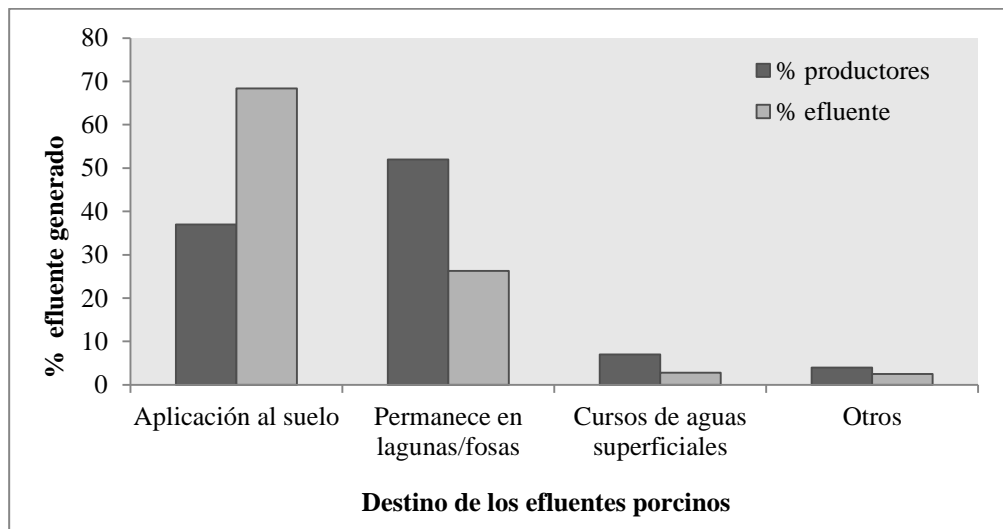


Fig. 3. 11. Destino de los efluentes porcinos pertenecientes a establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

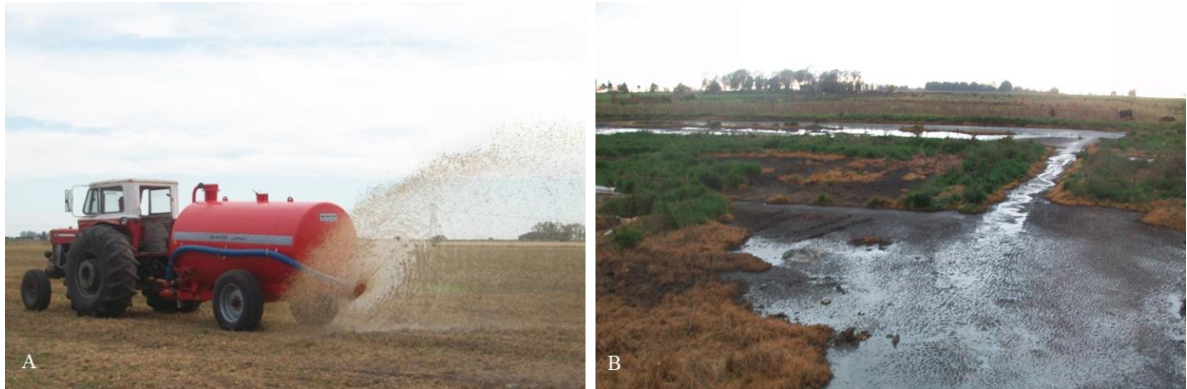


Fig. 3. 12. Destino de los efluentes porcinos, A) Aplicación al suelo y B) Laguna desbordada por almacenamiento continuo de efluente. Imágenes de establecimientos encuestados.

Las aplicaciones de efluente porcino al suelo se realizaron en forma superficial, mediante estercoleras de abanico (90%) (Fig. 3.12 A) y cañón (10%) sin posterior incorporación. El porcentaje de productores que utilizaron efluentes porcinos con fines agronómicos fue bajo comparado con otros países. Por ejemplo, en España el 92% de los efluentes fueron destinados a la aplicación en superficies agrícolas, debido a que los estiércoles animales no son clasificados como residuos cuando se utilizan en el marco de las explotaciones agrícolas. A su vez, en España utilizaron diferentes formas de aplicación, predominando las aplicaciones superficiales en abanico con posterior enterrado (74%), superficiales en abanico sin enterrado (22%) y superficiales en tubos colgantes o banda (4%) (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010). Mientras que, en Inglaterra y Gales predominaron las aplicaciones superficiales por medio de estercoleras de abanico o tubos colgantes (81% de los productores y 67% del efluente generado), y en menor medida la aplicación con inyectores e irrigación móvil o estática (Smith *et al.*, 2000).

Las aplicaciones agrícolas deben realizarse correctamente para no superar la capacidad de autodepuración del suelo, de lo contrario pueden producirse riesgos de contaminación y alteración del ambiente (García Sanz *et al.*, 2010). El 40% de los productores realizaron aplicaciones cada un año, principalmente en las estaciones de otoño-invierno, sobre rastrojos de cultivos. Un 30% realizaron aplicaciones con una frecuencia semanal, principalmente aquellos con poca capacidad de almacenamiento. Las

aplicaciones mensuales, cada 3 meses y 6 meses representaron el 30 % restante (10% cada una) (Fig. 3.13). A su vez, el 83% de los productores realizaron aplicaciones sobre cultivos anuales, como maíz, trigo y soja, y el 17% restante informaron aplicarlo sobre pasturas perennes, como alfalfa. Esto concuerda con lo reportado por Smith *et al.* (2000) en Inglaterra y Gales, donde las aplicaciones de efluente porcino predominaron en el otoño sobre rastrojo de cereales, mientras que las aplicaciones sobre pasturas tendieron a ser más uniforme durante todo el año.

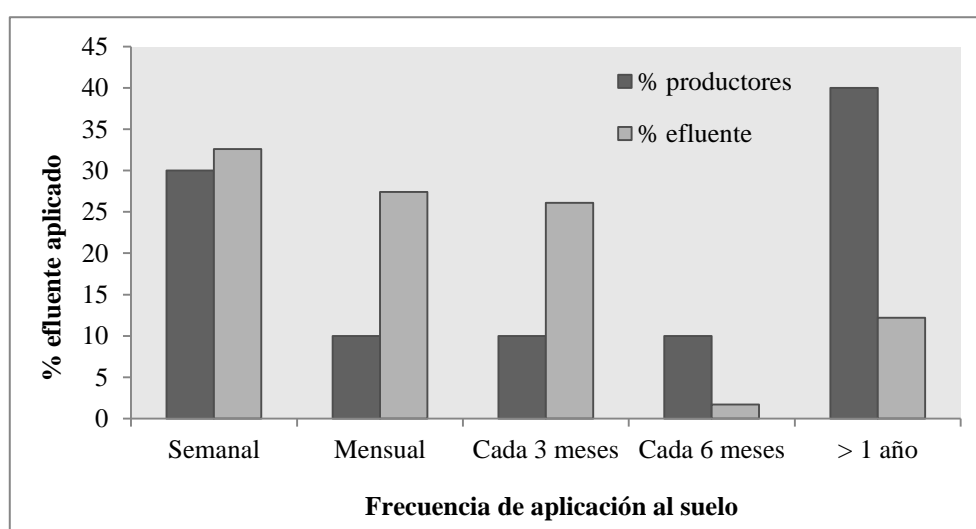


Fig. 3. 13. Frecuencia de aplicación al suelo de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

El 50% de los productores encuestados realizaron al menos un análisis de efluente para conocer su composición previa a las aplicaciones al suelo (principalmente químicos) o para evaluar la eficiencia de los sistemas de tratamiento (físico-químicos y microbiológicos). A su vez, un 40% expresaron también realizar análisis de suelo previo a las aplicaciones, preferentemente variables químicas de fertilidad que realizan de rutina.

En cuanto al criterio de aplicación, la mayoría (60%) lo realizaron cuando se llenan las lagunas de efluente o se acumulan sólidos/sedimentos en las ellas (Fig. 3.12 B). Un 20% de los productores reconocieron conocer los litros aplicados por superficie, un 10% en

función de los nutrientes presentes en el efluente, principalmente N, y el 10% restante según los requerimientos de los cultivos (nutrientes del efluente más nutrientes presentes en el suelo) (Fig. 3.14). A su vez, el 90% expresaron no reducir la cantidad de fertilizantes minerales cuando aplicaron efluentes. De igual manera fue reportado en España (Valle del Ebro), donde el 84% de los agricultores que aplicaban efluentes porcinos sobre un cultivo de maíz no reducían las fertilizaciones minerales, aportando finalmente altas dosis de N ( $400 \text{ kg N. ha}^{-1}$ ) (Sisquella *et al.*, 2004). Esta práctica podría estar provocando excesos de nutrientes en el suelo, con posibles impactos ambientales negativos. Por esta razón, algunos autores (García Sanz *et al.*, 2010; Biau *et al.*, 2012) proponen como mejor alternativa agronómica y ambiental la sustitución total o parcial de los fertilizantes minerales por los efluentes. Smith *et al.* (2000) reportaron que el 80% de los productores porcinos encuestados del Reino Unido disminuyeron las dosis de fertilizantes cuando aplicaron efluentes.

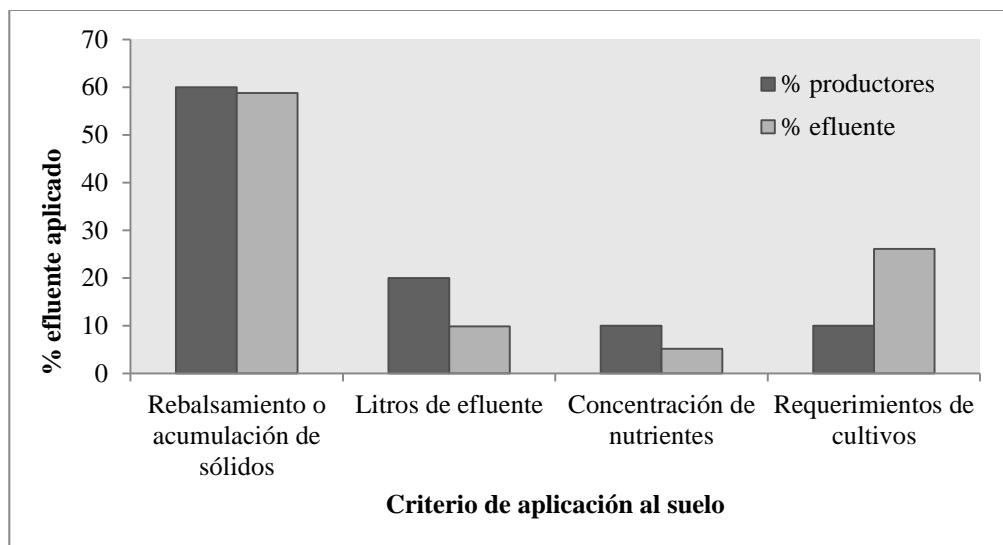


Fig. 3. 14. Criterio de aplicación al suelo de los efluentes porcinos utilizados por establecimientos con más de 50 madres en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

Finalmente, el 63% de los productores encuestados reconocieron desconocer legislaciones que regulen el manejo de efluentes ganaderos, mientras que el 37% informaron conocer o haber escuchado principalmente normativas provinciales. A su vez,

el 52% expresaron saber los impactos de las aplicaciones de efluente sobre el suelo y/o agua. Mientras que, el 85% reconocieron saber de sistemas de tratamiento, principalmente lagunas de estabilización.

Estos resultados pueden brindar información a los organismos de control, con la finalidad de identificar y modificar las actuales prácticas de manejo. También, puede ayudar a identificar necesidades de nuevas investigaciones.

## **INCIDENCIA DE SU USO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO**

### **Indicadores químicos de suelo**

El COS está estrechamente relacionado con propiedades físicas, químicas y biológicas, y por lo tanto es uno de los indicadores más importante de calidad del suelo. Mantener o aumentar el COS es fundamental para la fertilidad del suelo y la producción de los cultivos (Ghosh *et al.*, 2012; He *et al.*, 2015). A partir del muestreo realizado en lotes de productores porcinos se pudo evidenciar que las aplicaciones de efluentes mantuvieron las reservas de COS y NOS en ambas profundidades evaluadas, con una leve tendencia incrementarse ( $p > 0,05$ ) (Fig. 3.15). Esta tendencia encontrada puede responder a los aportes de MS y MO adicionada con los efluentes.

Se encontró que las aplicaciones de efluente porcino incrementaron las concentraciones de Pe en un 211% en superficie ( $p < 0,05$ ), con respecto a lotes que no recibieron efluentes (Fig. 3.16). Mientras que, en la profundidad 0,1-0,2 m se evidenció una tendencia similar, pero sin diferencias estadísticas ( $p > 0,05$ ). Diversos autores reportan acumulación de P en los estratos superiores del suelo, relacionándolo directamente con la alta cantidad de P adicionado con efluente. Esto concuerda con lo encontrado por Berwanger *et al.* (2008) y Lourenzi *et al.* (2013) con 14 y 19 aplicaciones sucesivas de efluente porcino. Además, Da Silva Oliveira *et al.* (2017) concluyen que las aplicaciones de efluente porcino por periodos prolongados mejoran los stocks de COS y su calidad en función del C lábil, y provocan acumulaciones de nutrientes como N y P.

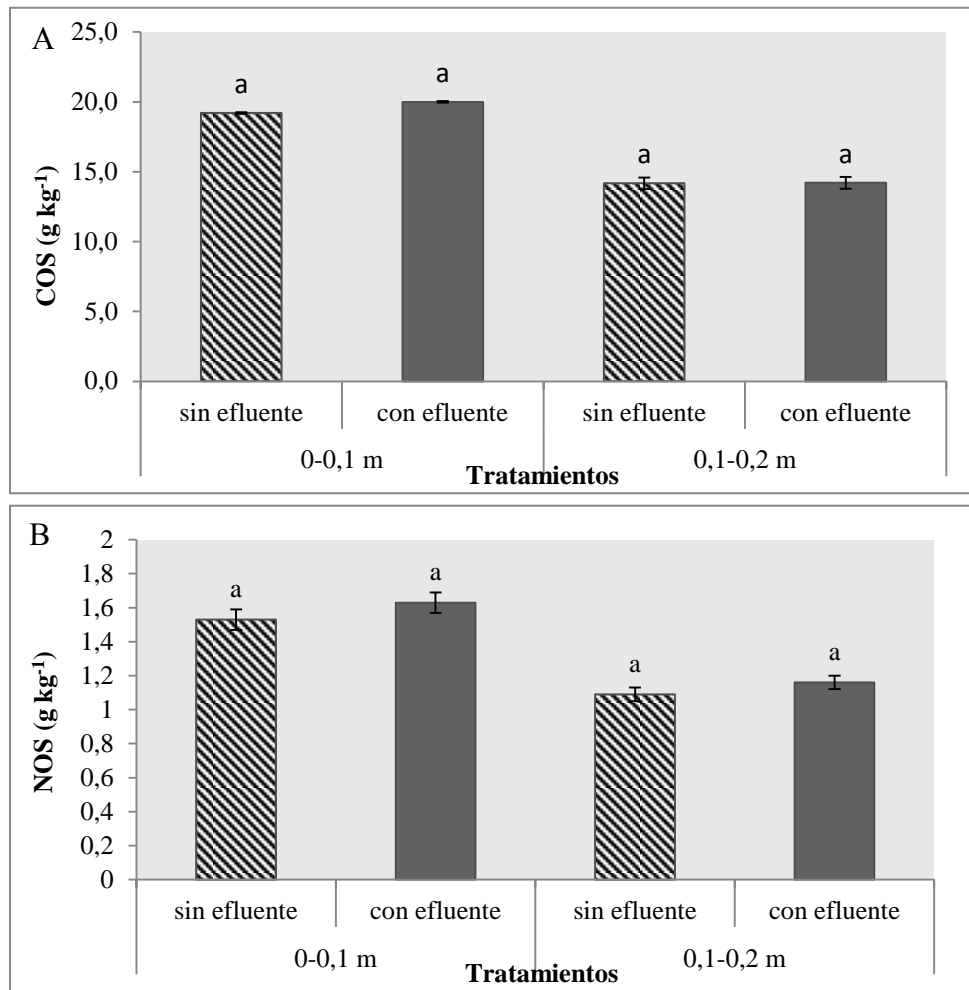


Fig. 3. 15. A) Carbono orgánico del suelo (COS- g kg<sup>-1</sup>) y B) Nitrógeno orgánico del suelo (NOS- g kg<sup>-1</sup>) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

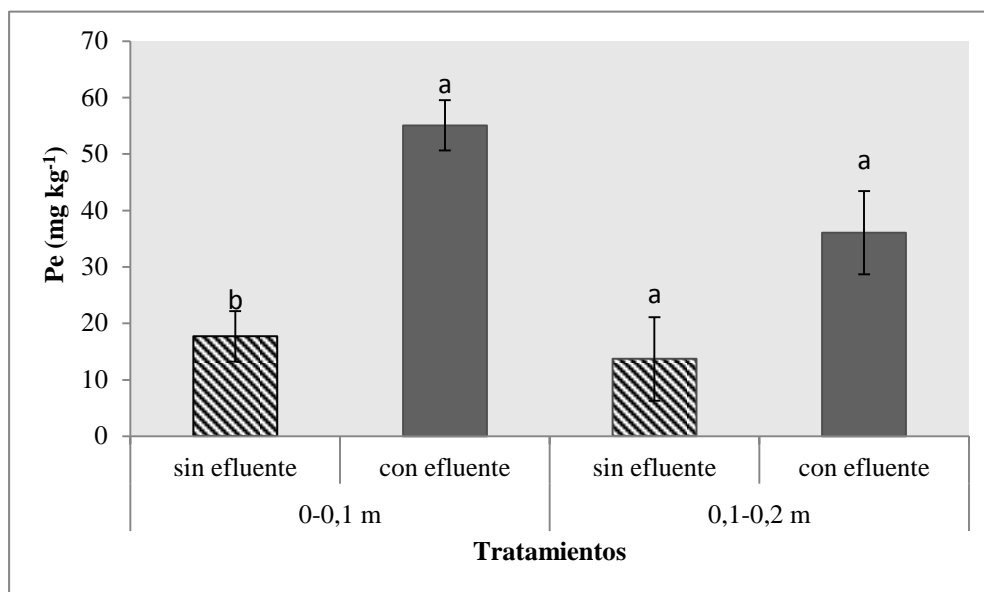


Fig. 3. 16. Fósforo extractable (Pe-mg kg<sup>-1</sup>) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p \leq 0,05$ ).

El pH del suelo no se vio modificado con aplicaciones continuas de efluente porcino en ambas profundidades evaluadas ( $p > 0,05$ ). En cambio, diversos autores reportaron incrementos del pH en suelos ácidos atribuyéndoselo a la presencia de carbonato de calcio en los efluentes, proveniente de la dieta animal, y al pH alcalino de los mismos (Plaza *et al.*, 2004; Lourenzi *et al.*, 2011; Sartor *et al.*, 2012). No obstante, Liu *et al.* (1998) y Saviozzi *et al.* (1997) demostraron que el pH del suelo disminuyó inicialmente tras la aplicación del efluente para luego mantenerse constante.

La CE aumentó en los suelos que recibieron aplicaciones de efluente en las dos profundidades estudiadas ( $p \leq 0,05$ ). Varios autores (Liu *et al.*, 1998; Plaza *et al.*, 2004; Hernández García, 2006) evidenciaron que la CE se incrementa con el agregado de efluente porcino, lo cual puede atribuirse a la adición de sales solubles presente en el efluente que proceden de la dieta de los animales (Saviozzi *et al.*, 1997) y del agua subterránea utilizada para el lavado de las instalaciones. Este incremento es una de las principales limitantes en el uso agronómico del efluente porcino. Sin embargo, los valores observados estuvieron por debajo de los niveles para reducir el rendimiento de los cultivos (0,5 dS m<sup>-1</sup>) (Maas y Hoffman, 1977).



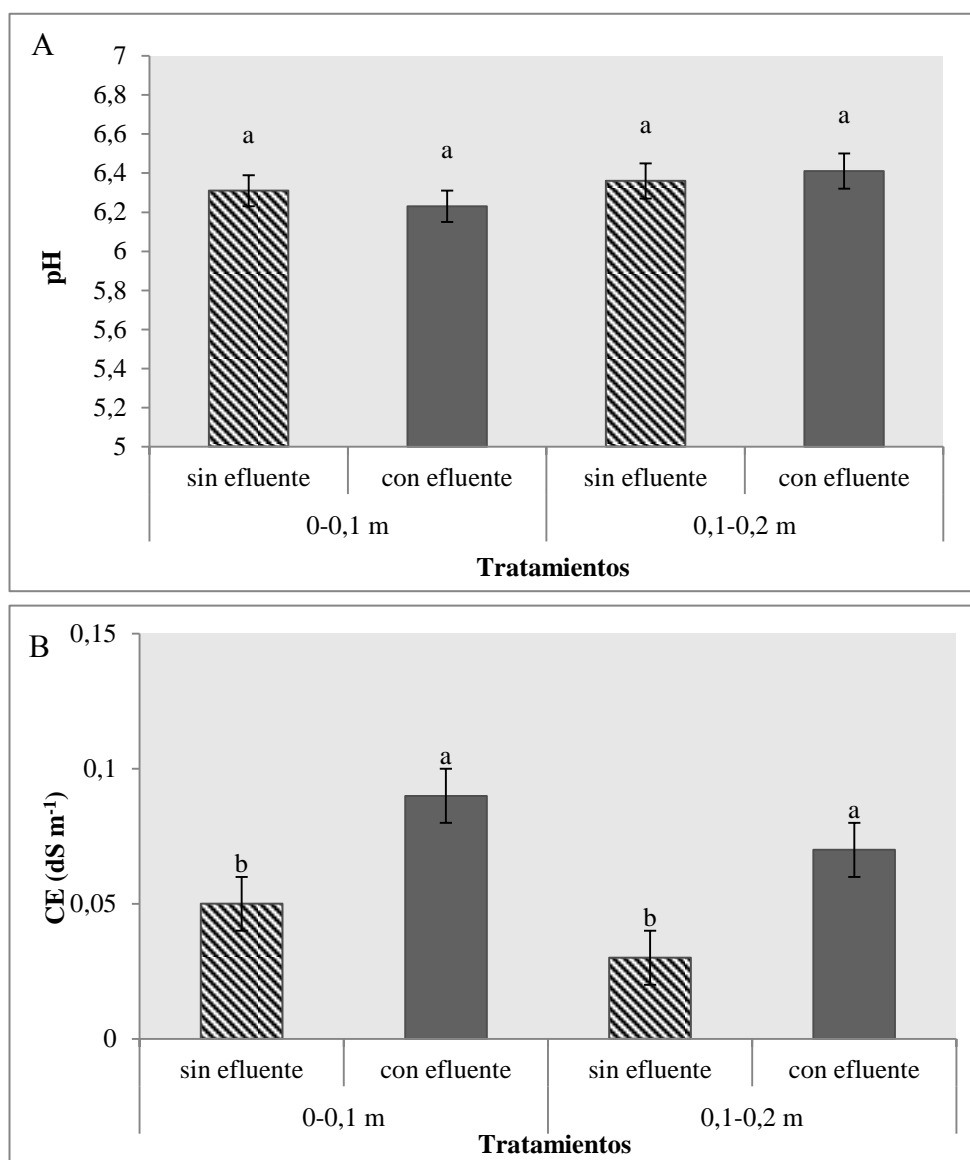


Fig. 3. 17. A) pH y B) conductividad eléctrica (CE-dS m<sup>-1</sup>) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

### Materia orgánica particulada e indicadores microbiológicos de suelo

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) es el principal atributo de la calidad del suelo. Sin embargo, los cambios en los stocks de COS, NOS y Pe ocurren lentamente y no proporcionan información a corto o mediano plazo sobre la calidad de la MOS. Las reservas de MOP se pueden considerar como buenos indicadores, ya que son

mucho más sensibles a los cambios en la práctica de manejo (Haynes, 2005). En este estudio, la MOP se incrementó un 12% en suelos que recibieron aplicaciones de efluente ( $p \leq 0,05$ ). Este resultado, concuerda con lo reportado por Wienhold (2005), Balota *et al.* (2010) y Yagüe *et al.* (2012), quienes obtuvieron incrementos en esta fracción de la MOS en suelos que recibieron efluentes. Este incremento podría ser consecuencia de un aumento en la biomasa de los cultivos, al presentar los suelos una adecuada disponibilidad de nutrientes, y por lo tanto generan un mayor ingreso de residuos vegetales.

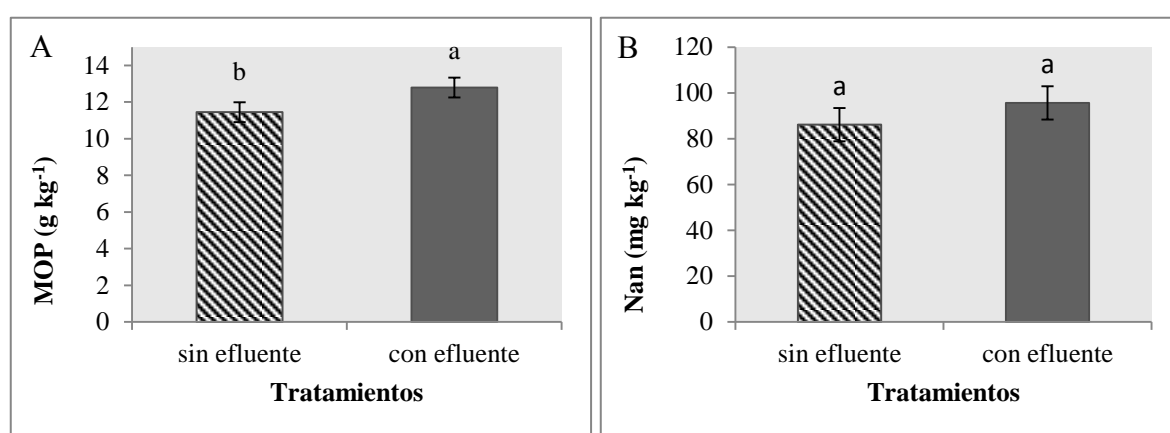


Fig. 3. 18. A) Materia orgánica particulada (MOP-g kg<sup>-1</sup>) y B) Nitrógeno anaeróbico (Nan-mg kg<sup>-1</sup>) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

El Nan representa una estimación del N potencialmente mineralizable (Npm) proveniente principalmente de la MOP (Echeverría *et al.*, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003). Indica la cantidad de N que puede ser progresivamente mineralizado por microorganismos y así puestos a disposición de cultivos en crecimiento (Biau *et al.*, 2012). Este indicador, al igual que la MOP, presentó una leve tendencia a incrementarse en lotes con efluentes porcinos, pero sin diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Similares resultados fueron reportados por Biau *et al.* (2012) quienes evidenciaron incrementos en el Npm cuando aplicaron efluente porcino sobre un cultivo de maíz durante 2 años consecutivos, en comparación con suelos que recibieron fertilizantes minerales y una situación control.

Por otro lado, la MOP también tiene importancia en los procesos biológicos, ya que actúa como sustrato y centro de actividad microbiana del suelo. La microbiología de suelo se ocupa de los componentes vivos del sistema, responsables en gran parte de las transformaciones que sufren los nutrientes y la materia orgánica (MO) (Ferrerías *et al.*, 2009). Estos también pueden usarse como indicadores sensibles de calidad del suelo debido a diferentes manejos (Balota *et al.*, 2014).

La hidrólisis de la fluoresceína diacetato (FDA) tiene el potencial de representar la actividad enzimática general del suelo y es utilizada para estimar la actividad microbiana (Sánchez-Monedero *et al.*, 2008). Mientras que las fosfatasas microbianas son enzimas que desempeñan un papel central en la mineralización de P catalizando la hidrólisis de ácido fosfórico esterificado y la liberación de fosfato que puede ser absorbido por los microorganismos y plantas (Eivazi y Tabatabai, 1977). Ambas actividades enzimáticas se vieron incrementadas por las aplicaciones de efluente, siendo estadísticamente significativa solo la FAc ( $p \leq 0,05$ ). La FDA se incrementó en un 34%, mientras que la FAc en un 32%, con respecto a suelos sin efluentes. Esto concuerda por lo encontrado por Da Silva *et al.* (2015), quienes observaron que en lotes con aplicaciones prolongadas de efluente porcino (14 años) presentaron mayor FDA con respecto a lotes con recientes aplicaciones (2 años). A su vez, Biau *et al.* (2012) reportaron un incremento en la FAc en un 40% con el agregado de efluente sobre un cultivo de maíz. Esta respuesta puede atribuirse al aporte de nutrientes lábiles que se hace al suelo con los efluentes porcinos, que son capaces de incrementar la síntesis de estas enzimas (Da Silva *et al.*, 2015). Olander y Vitousek (2000) resaltan que cuando el aporte de nutrientes es bajo las enzimas son inducidas y los nutrientes son mineralizados, pero cuando el aporte de nutrientes es alto, las enzimas son reprimidas y cesa la mineralización.

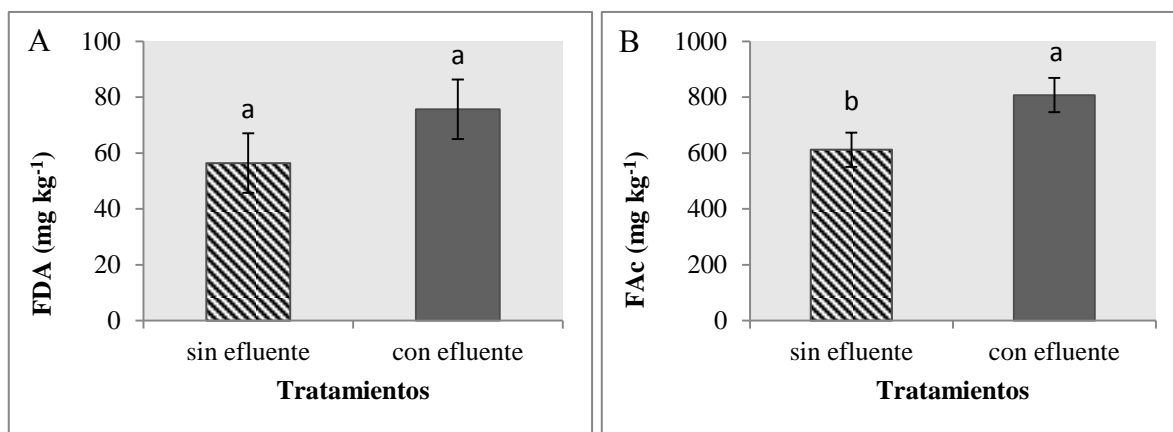


Fig. 3. 19. A) Fluoresceína diacetato (FDA- mg kg<sup>-1</sup>) y B) fosfatasa ácida (FAc- mg kg<sup>-1</sup>) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

El CBM representa alrededor del 1 al 5% del COS. Es un indicador de la abundancia microbiana y responde rápidamente a las perturbaciones causadas por la prácticas de manejo (Sousa *et al.*, 2014; He *et al.*, 2015). Las mediciones a corto plazo pueden reflejar variaciones a largo plazo de la MOS, ya que dicha variable se relaciona con procesos de descomposición de la MO, síntesis de sustancias húmicas y varias etapas de los ciclos de los nutrientes (Powlson *et al.*, 1987). En cambio, la RM está relacionada con la actividad microbiológica general del suelo, ya que mide la actividad metabólica de los microorganismos (Parkin *et al.*, 1996). La ausencia de respuesta en ambos indicadores a la aplicación de efluente porcino ( $p > 0,05$ ) se pueden atribuir a una rápida mineralización del C orgánico (CO) fácilmente degradable aplicado con el efluente (Plaza *et al.*, 2004). Similares resultados fueron encontrados por Da Silva *et al.* (2015) quienes no observaron cambios en el CBM y RM en suelos con diferentes tiempos de aplicación de efluente porcino (2 y 14 años de aplicaciones). Además, Rochette (2000) demostraron que sólo un aumento transitorio en la RM ocurre durante la primera semana después de la adición de efluente.

Los incrementos en el CBM, actividad enzimática y RM, luego de la aplicación de efluente, no suelen persistir (Wienhold, 2005; Yanardağ *et al.*, 2017). Por lo tanto, para muchos estudios ambientales, el  $qCO_2$  ha demostrado ser más sensible que la RM o CBM solos. Este coeficiente estima la eficiencia de las poblaciones microbianas del suelo en

utilizar compuestos de CO (Da Silva *et al.*, 2015). Situaciones de estrés y alteraciones del suelo pueden provocar una disminución de la eficacia microbiana, e incrementar el  $qCO_2$  debido a que la población microbiana necesita gastar más energía en mantenimiento. Además, el  $qCO_2$  podría ser afectado por cambios en la composición de las poblaciones de microorganismos, la disponibilidad de sustratos y diversos factores abióticos (Plaza *et al.*, 2004).

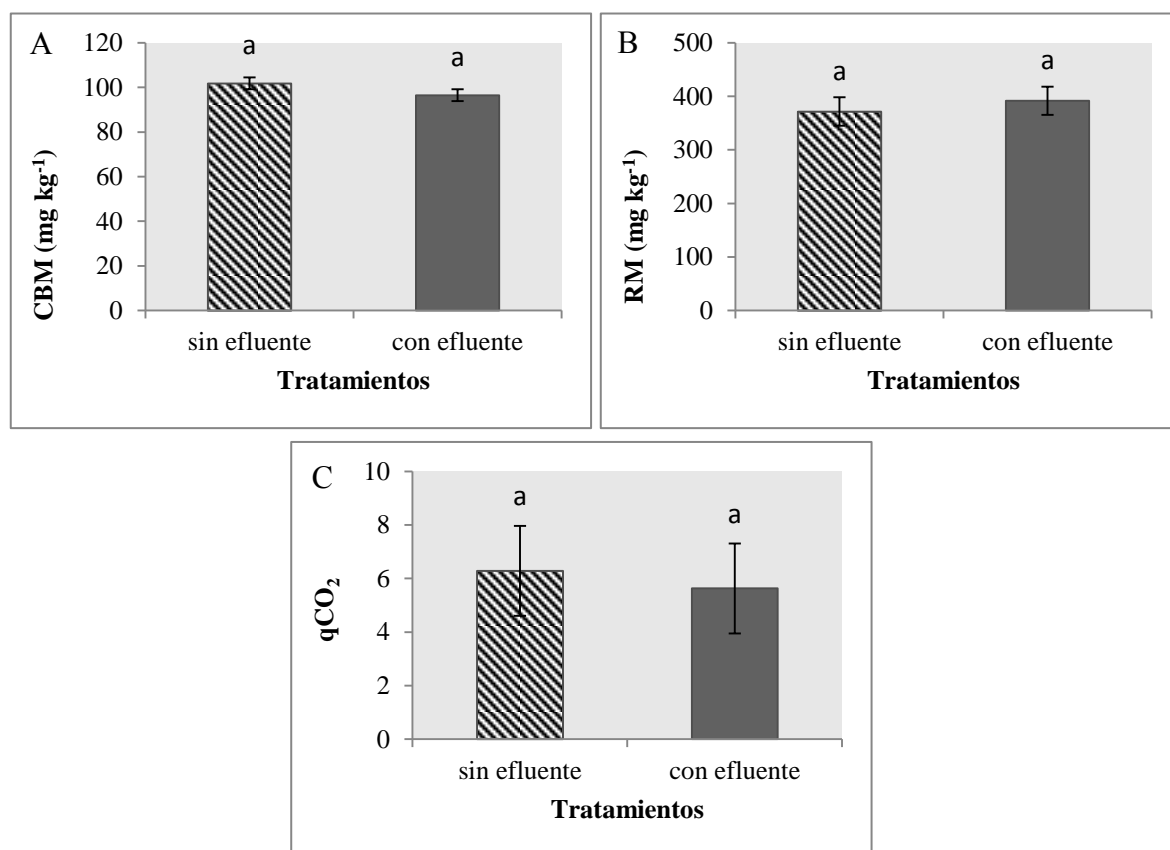


Fig. 3. 20. A) Carbono de la biomasa microbiana (CBM- mg kg<sup>-1</sup>), B) respiración microbiana (RM- mg kg<sup>-1</sup>) y C) coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ) en sitios con y sin aplicación de efluente porcino (n=6) en el departamento Marcos Juárez, Córdoba.

Las aplicaciones sucesivas de efluente tendieron a disminuir el  $qCO_2$ , aunque sin diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Similares resultados fueron encontrados por Liu *et al.* (2010) quienes obtuvieron menor  $qCO_2$  cuando aplicaron estiércol combinado con un fertilizante mineral, y mayor coeficiente en la parcela control. Estos resultados pueden

deberse al aporte de nutrientes con el efluente, ayudando a disminuir el estrés de las poblaciones microbianas por nutrientes insuficientes y bajo suministro de energía.

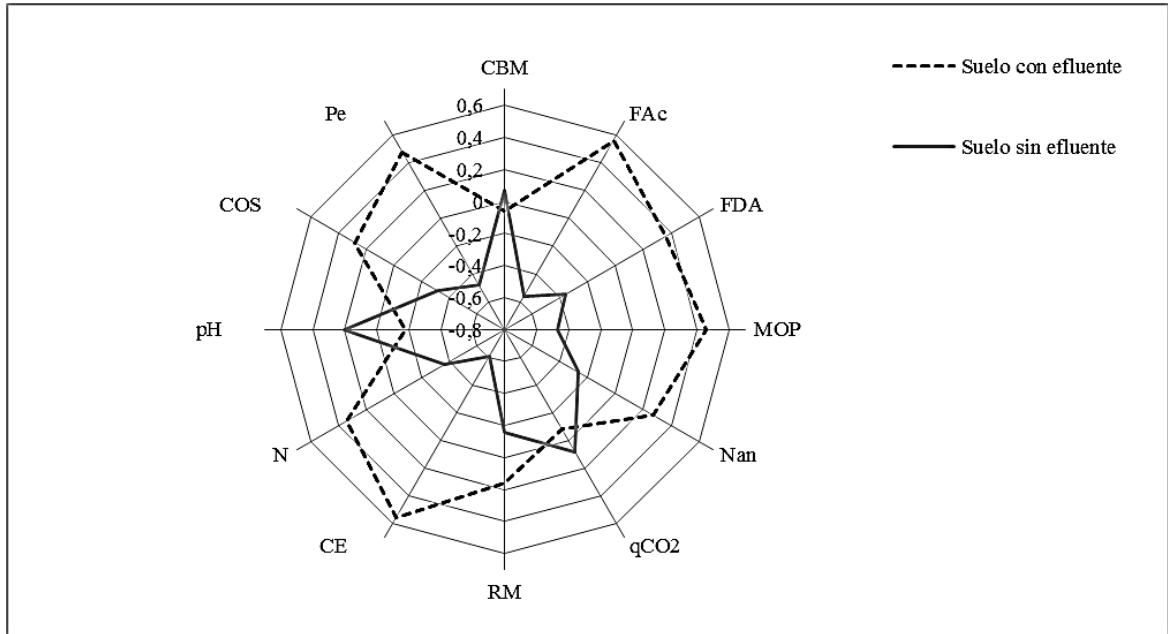


Fig. 3. 21. Respuesta de las aplicaciones de efluente porcino a mediano plazo sobre indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo en 0-0,1 m de profundidad en el departamento Marcos Juárez, Córdoba. Carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno orgánico del suelo (N), fósforo extractable (Pe), concentración de iones de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), materia orgánica particulada (MOP), nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática de la fosfatasa ácida (FAc), actividad enzimática de la fluoresceína diacetato (FDA) respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ).

En la Fig. 3.21 se presenta un gráfico de estrellas, donde se resume el impacto de las aplicaciones sucesivas de efluente porcino sobre indicadores de calidad de suelo. Se observa claramente como las aplicaciones de efluente lograron incrementar la fertilidad del suelo y la actividad microbiana, disminuyendo el estrés microbiano. Sin embargo, se debe prestar atención a los incrementos en el Pe y CE, para evitar impactos ambientales negativos, como eutrofización de cursos de agua o salinización de los suelos. Similares resultados fueron reportados por Guo *et al.* (2019) quienes encontraron que las aplicaciones de estiércoles a largo plazo mejoraron el secuestro de C y rendimientos de

cultivos, pero el incremento en la salinidad afectó la estabilidad de agregados especialmente en regiones secas.

## **CONCLUSIONES**

Los productores porcinos del departamento Marcos Juárez, Córdoba, reconocieron desconocer legislaciones que regulen el manejo de los efluentes ganaderos. No conocen el volumen de efluente que generan, y lo almacenan en fosas o lagunas sin impermeabilizar por periodos prolongados de tiempo. Esto puede estar provocar riesgos de filtración y contaminación directa hacia cursos de aguas superficiales o subterráneas.

A su vez, reconocen el valor de los efluentes como enmiendas, pero realizan aplicaciones al suelo sin criterios agronómicos. Ignoran que dosis, en que momentos y en qué forma deben ser aplicados para maximizar el uso sus nutrientes. De esta forma, los productores porcinos continúan realizando una producción agrícola altamente dependiente de insumos externos, como los fertilizantes químicos, sin tener en cuenta los nutrientes que los efluentes están aportando al suelo. Como consecuencia, el exceso de entradas de nutrientes en el sistema puede provocar contaminación de los recursos naturales.

Este hecho se pone en manifestó al evaluar la calidad de los suelos que recibieron aplicaciones continuas de efluente porcino, donde se evidencian incrementos en la CE y elevados contenidos de Pe. El incremento en la CE puede provocar salinización de suelo a mediano y largo plazo, mientras que los excesos de Pe pueden provocar contaminación de recursos hídricos. Por lo tanto, ambos indicadores deben ser monitoreados en el tiempo con la finalidad de evitar un deterioro de la calidad del suelo y el ambiente.

Estos hallazgos impulsan la necesidad de encontrar alternativas productivas que se basen en la reducción del uso de fertilizantes sintéticos, utilizando los efluentes como fuente de nutrientes y promoviendo una economía circular de los residuos en los sistemas productivos agrícola-porcinos de la región.

## BIBLIOGRAFÍA

- ACPA. (2007). Camas profundas. Crianza porcina a pequeña y mediana escala. Revista de la Asociación Cubana de Producción Animal, 4, 37-40.
- Alef, K., y Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press Inc. London, England. 576 pp.
- Balota, E. L., Machineski, O., Hamid, K. I. A., Yada, I. F. U., Barbosa, G. M. C., Nakatani, A. S., y Coyne, M. S. (2014). Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. Science of the Total Environment, 490, 397–404.
- Balota, E. L., Machineski, O., Priscila, E., y Truber, V. (2010). Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, 45(5), 515–521.
- Berwanger, A. L., Ceretta, C. A., y Rheinheimer dos Santos, D. (2008). Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. Revista Brasileira Ciencia Do Solo, 32, 2525–2532.
- Beyli, M. E., Brunori, J., Campagna, D., Cottura, G., Crespo, D., Denegri, D., Ducommun, M. L., Faner, C., Figueroa, M. E., Franco, R., Giovannini, F., Goenaga, P., Lomello, V., Lloveras, M., Millares, P., Odetto, S., Panichelli, D., Pietrantonio, J., Rodríguez Fazzone, M., Suárez, R., Spiner, N., y Zielinsky, G. (2012). Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar. ONU - FAO (FAO-INTA). Buenos Aires. 277 pp.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., y Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. European Journal of Soil Biology, 53, 56–61.
- Blarasin, M., Cabrera, A., y Matteoda, E. (2014). Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. 147 pp.



- BOE. (2000). Boletín oficial del Estado N° 58. Real Decreto 324/2000 sobre normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas. Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes e Igualdad. Madrid, España.
- Cambardella, C., y Elliott, E. (1993). Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, 56(1–4), 449–457.
- Cruz, E., Almaguel, R.E., Robert, M., y Ly, J. (2012). Estudio sobre la contaminación del suelo después de tres ciclos de crianza de cerdos con el sistema de cama profunda a pequeña escala. *Tropicultura*, 30(2), 113-116.
- Da Silva, D. ., Antonioli, Z. I., Jacques Seminoti, R. J., De Oliveira Silveira, A., Amaro da Silva, D. A., Rache, M. M., Gomes Passos, V. H., y Da Silva, B. R. (2015). Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(6), 1585–1594.
- Da Silva Oliveira, D. M., De Lima, R. P., Barreto, M. S. C., Verburg, E. E. J., y Mayrink, G. C. V. (2017). Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. *Journal of Soils and Sediments*, 17(1), 1–10.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. (2017). InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Echeverria, H. E., San Martin, N. F., y Bergonzi, R. (2000). Metodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*, 18(1), 9–16.
- Eivazi, F., y Tabatabai, M. A. (1977). Phosphatases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 9(3), 167–172.
- Fabrizzi, K. P., Morón, A., y García, F. O. (2003). Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 67(6), 1831.

- Ferreras, L., Toresani, S., Bonel, B., Fernández, E., Bacigaluppo, S., Faggioli, V., y Beltrán, C. (2009). Parámetros químicos y biológicos indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del Suelo*, 27(1), 103–114.
- García Sanz, I., Bigeriego Martín de Saavedra, M., Canales Canales, C., y Colmenares Planás, M. (2010). Guía de mejores técnicas disponibles del sector porcino. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. España.
- Ghosh, S., Wilson, B., Ghoshal, S., Senapati, N., y Mandal, B. (2012). Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156, 134–141.
- Giacomini, S.J., y Aita, C. (2008). Deep-Litter and pig slurry as nitrogen sources for corn. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 32(1), 195-205.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Brunetto, G., Santos, D. R. Dos, da Silva, L. S., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Vieira, R. N. B., y Schmatz, R. (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 34(3), 955–965.
- Gomez-Garrido, M., Martinez-Martinez, S., Faz Cano, A., Buyukkilic-Yanardag, A., y M. Arocena, J. (2014). Soil fertility status and nutrients provided to spring barley (*Hordeum distichon* L.) by pig slurry. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 74(1), 73–82.
- Haynes, R. J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221–268.
- He, Y. T., Zhang, W. J., Xu, M. G., Tong, X. G., Sun, F. X., Wang, J. Z., Huang, S. M., Zhu, P., y He, X. H. (2015). Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China. *Science of the Total Environment*, 532, 635–644.
- Hernández, D., Polo, A., y Plaza, C. (2013). Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 44, 78–86.

- Hernández García, D. (2006). Utilización del purin de cerdo como enmienda orgánica en suelos degradados: valorización agronómica y ambiental. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, España. 257 pp.
- INTA. (1978). Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-17. Buenos Aires.
- IRAM 29410. (1999). Determinación del pH. IRAM.
- IRAM-SAGyP 29570-1. (2010). Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1 - Método Bray Kurtz 1 modificado (Extracción con solución de fluoruro de amonio - ácido clorhídrico).
- IRAM-SAGPyA 29572 -1. (2011). Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1 - Escala semi-micro.
- IRAM-SAGyP 29571-2. (2011). Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro. IRAM.
- Jenkinson, D., y Powlson, D. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: A methods for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8(3), 209–213.
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S. H., Ding, L., Liu, Q., Liu, S., y Fan, T. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma*, 158(3–4), 173–180.
- Liu, F., Mitchell, C. C., Odom, J. W., Hill, D. T., y Rochester, E. W. (1998). Effects of swine lagoon effluent application on chemical properties of a loamy sand. *Bioresourcer Technology*, 63, 65–73.
- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Silva, L. S. Da, Giroto, E., Lorensini, F., Tiecher, T. L., De Conti, L., Trentin, G., y Brunetto, G. (2013). Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(1), 157–167.

- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Silva, S., Trentin, G., y Girotto, E. (2011). Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 35(1), 1827–1836.
- Maas, E. V, y Hoffman, G. J. (1977). Crop water tolerance - curent assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Division*, 103, 115-134.
- Mainnsonave, R., Milares, P., y Lamelas, K. (2016). Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcinos. Publicado en internet, disponible en [https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/prensa/folletos\\_digitales/contenido/Manual\\_Porcino.pdf](https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/prensa/folletos_digitales/contenido/Manual_Porcino.pdf). Activo diciembre de 2018.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2010). Caracterización de sistemas de gestión de deyecciones. Sector porcino intensivo. España. Publicado en internet, disponible en [http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/Porcino\\_Intensivo\\_tcm30-105327.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/Porcino_Intensivo_tcm30-105327.pdf). Activo marzo 2018.
- Olander, L. P., y Vitousek, P. M. (2000). Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. *Biogeochemistry*, 49(2), 175–190.
- Parkin, T., Doran, J., y Franco-Vizcaíno, E. (1996). Field and laboratory tests of soil respiration. En: *Methods for assessing soil quality*, Doran, A., y Jones, J., (eds). Soil Science Society of America, Inc. Publisher. Madison, Wisconsin, USA. pp. 241–246.
- Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J. C., y Polo, A. (2004). Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1577–1585.
- Powlson, D., Prookes, P., y Christensen, B. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 159–164.
- Rhoades, J. D. (1996). Electrical conductivity and total dissolved solids. En: *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3*. Sparks, D., Page, A., Helmke, P., Loeppert, R., Soltanpour, P., Tabatabai. M., Johnston, C., Summer, M (eds.). Soil Science

- Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA pp. 417–435.
- Rochette P, A. D. y C. D. (2000). Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), 1389–1395.
- Sánchez-Monedero, M. A., Mondini, C., Cayuela, M. L., Roig, A., Contin, M., y De Nobili, M. (2008). Fluorescein diacetate hydrolysis, respiration and microbial biomass in freshly amended soils. *Biology and Fertility of Soils*, 44(6), 885–890.
- Santos, D., Wilson, M., y Ostinelli, M. (2017). Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. 2º Edición. Ediciones INTA. Entre Ríos. 157 pp.
- Sartor, L. R., Assmann, A. L., Assmann, T. S., Bigolin, P. E., Miyazawa, M., y Carvalho, P. C. de F. (2012). Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(2), 661–669.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., y Vanni, G. (1997). Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61(1), 35–43.
- SENASA. (2014). Informe estadístico de producción porcina. Buenos Aires, Argentina.
- Sisquella, M., Lloveras, J., Alvaro, J., Santiveri, F., y Cantero, C. (2004). Técnicas de cultivo para la producción de maíz, trigo y alfalfa en los regadíos del valle del Ebro. Proyecto Trama-Life. Lleida, España. 105 pp.
- Smith, K. A., Brewer, A. J., Dauven, A., y Wilson, D. W. (2000). A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. I. Pig manure. *Soil Use and Management*, 16, 124–132.
- Sousa, F. A., Silva, E. D. B., Campos, A. T., Martins Gandini, A. M., Correa, J. M., y Graziotti, P. H. (2014). Microbial activity and production of coffee crops after fertilization with pig slurry. *Bioscience Journal*, 30(4), 1041–1049.

- Teira-Esmatges, M. . (2008). Informe para la mejora de la gestión de los purines porcinos en Catalunya. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de Catalunya. Barcelona.
- Vance, E. ., Brookes, P. C., y Jenkinson, D. . (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707.
- Wienhold, B. J. (2005). Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 206-214.
- Yagüe, M. R., Bosch-Serra, Á. D., Antúnez, M., y Boixadera, J. (2012). Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment*, 438, 218–224.
- Yanardağ, I. H., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardağ, A., García, C., Faz, A., y Mermut, A. R. (2017). Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, 295, 1–9.

## **CAPÍTULO 4: ALTERNATIVAS DE APLICACIÓN DE EFLUENTE PORCINO CON FINES AGRONÓMICOS**

## INTRODUCCIÓN

El uso agronómico del efluente porcino como fuente de nutrientes para los cultivos es una opción promisorio debido a que el suelo puede aceptar y procesar residuos contribuyendo con el ciclado de estos (Ratto y Giuffré, 2011). Además, ayuda a resolver problemas ambientales y económicos relacionados con la eliminación de estos residuos (Plaza *et al.*, 2004). Por lo tanto, con un manejo adecuado, los efluentes pueden sustituir total o parcialmente a la fertilización mineral, logrando incrementar la fertilidad del suelo por el aporte de nutrientes esenciales, como N y P, y mejorar las propiedades físicas del mismo (Biau *et al.*, 2012; Carrizo *et al.*, 2014; Tlustoš *et al.*, 2018).

Uno de los principales problemas asociado a la aplicación de efluentes porcinos con fines agronómicos es la pérdida de N en forma de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), volviéndolo inutilizable para los cultivos y provocando impactos negativos en el ambiente (Martínez *et al.*, 2017; Damian *et al.*, 2018). Estas pérdidas se relacionan con la dinámica del N en el suelo y con los procesos de mineralización-inmovilización, los cuales pueden ser afectados por las prácticas de manejo implementadas (Park *et al.*, 2018). Por lo tanto, el impacto de la aplicación de los efluentes sobre el suelo estará directamente influido por la forma de aplicación. Diferentes alternativas deben ser consideradas para evitar pérdidas de nutrientes, principalmente de N, y mantener la mayor cantidad de elementos disponibles para el cultivo.

La forma de aplicación más frecuente en nuestro país, debido a la predominancia del sistema de siembra directa, es la aplicación superficial. Con este método, las pérdidas de N por volatilización pueden superar el 50% durante la distribución del efluente al suelo (Fangueiro *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2018). Otras alternativas de aplicación son la incorporación en el suelo (Costa *et al.*, 2014; Schröder *et al.*, 2015) o su acidificación con ácido sulfúrico, ambas con la finalidad de prevenir pérdidas por volatilización (Fangueiro *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2018). La incorporación consiste en reducir su exposición al aire, y aumentar el contacto con el suelo (Webb *et al.*, 2010). De esta manera, existe una mayor reactividad del  $\text{NH}_3$  con iones  $\text{H}_3\text{O}^+$  presentes en el suelo, desplazando el equilibrio químico a la forma catiónica de  $\text{NH}_4^+$ , la cual es temporalmente retenida en las fases líquida y sólida del suelo impidiendo su transformación en  $\text{N-NH}_{3(g)}$  (Costa *et al.*, 2014).



En cambio, la acidificación se basa en el equilibrio entre  $\text{NH}_4^+$  disuelto y el  $\text{NH}_3$  presente en el efluente (Fangueiro *et al.*, 2015) (Fig. 4.1).

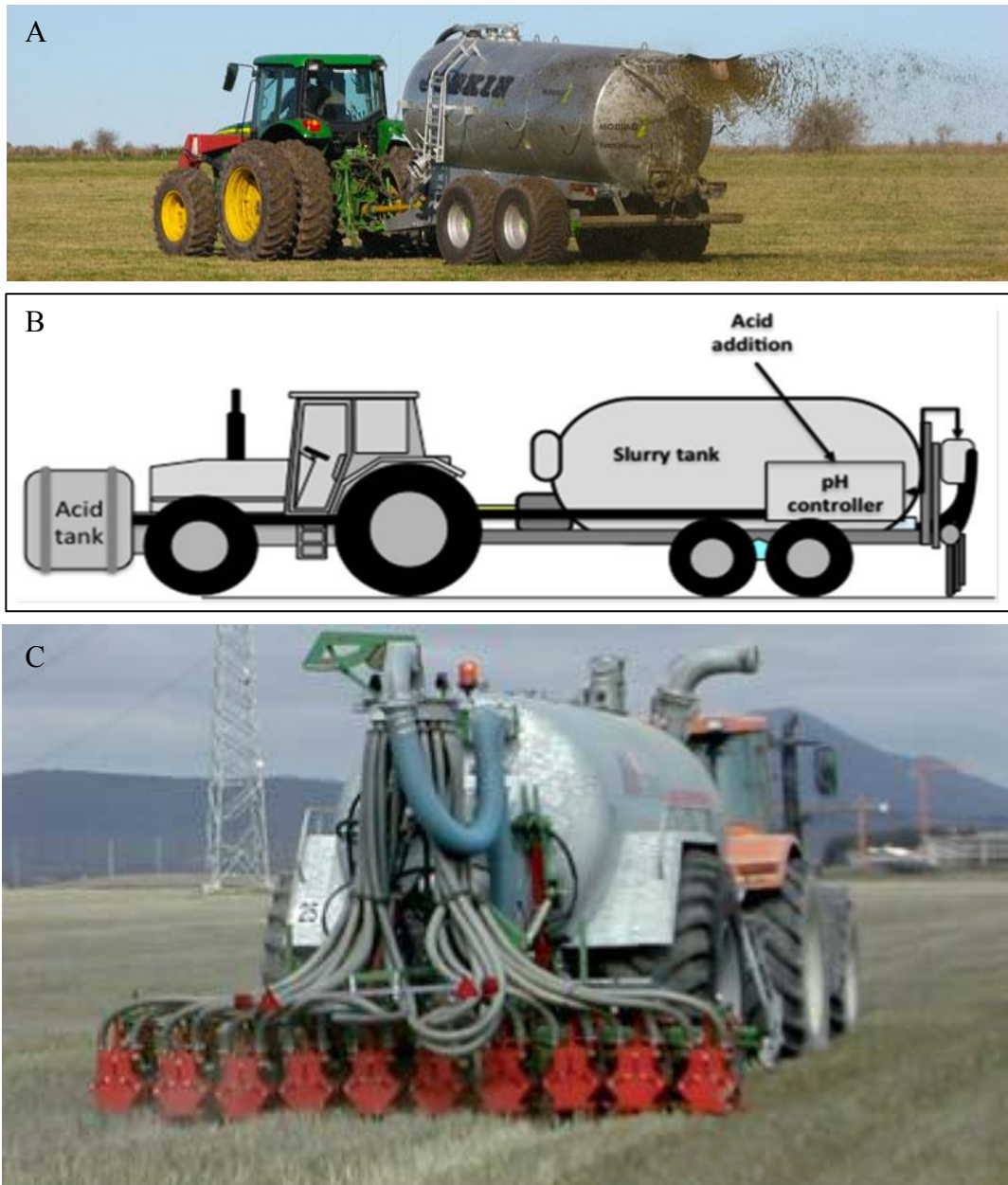


Fig. 4. 1. Diferentes alternativas de aplicación de efluente porcino. A) Aplicación superficial, B) Aplicación superficial de efluente acidificado, y C) Aplicación incorporada. Fuente: ( Ramírez *et al.*, 2014; Fangueiro *et al.*, 2015)

Estudios realizados por Costa *et al.* (2014) encontraron menores pérdidas de N por volatilización, mayor rendimiento y calidad de una pastura, cuando el efluente se incorporó a una profundidad del suelo de 0,10 m, comparado con la incorporación a 0,05 m de profundidad y aplicación superficial. A su vez, Pegoraro *et al.* (2014) reportaron que la incorporación de efluente porcino incrementó los contenidos de  $\text{N-NO}_3^-$  en el suelo, comparado con la aplicación superficial. Esto puede deberse a que el efluente utilizado en dicho estudio presentó elevados contenidos de N de amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) (98%) susceptible a pérdidas por volatilización. Mientras que, Fangueiro *et al.* (2016) y Park *et al.* (2018) registraron que el efluente porcino acidificado minimizó la volatilización de  $\text{NH}_3$ , lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  y modificó la dinámica de N en el suelo, incrementando los contenidos de  $\text{NH}_4^+$  por una inhibición de la nitrificación. Sin embargo, estos efectos están estrechamente relacionados con las condiciones climáticas y edafológicas de cada sitio, siendo aún escasa la información sobre suelos Molisoles de la Región Pampeana.

La evaluación de la calidad de los suelos es importante para determinar la sostenibilidad de los sistemas de manejo en el corto y largo plazo (Doran y Parkin, 1994; Ferreras *et al.*, 2009). Una forma de evaluar el efecto de las prácticas de manejo sobre la calidad del suelo, es por medio de indicadores químicos y/o microbiológicos (Astier-Calderón *et al.*, 2002). Estos indicadores deben ser sensibles a cambios en el clima y el manejo, resumiendo o simplificando información relevante, y haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible (Cruz *et al.*, 2004; Cantú *et al.*, 2007). Las aplicaciones de efluente han demostrado ser prácticas viables, con consecuentes mejoras en los indicadores de calidad de suelo (Liu *et al.*, 2010; Biau *et al.*, 2012; Yagüe *et al.*, 2012). Por consiguiente, los servicios ecosistémicos que brinda el suelo, como el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, mantenimiento de su estructura, prevención de daño por erosión, la provisión de alimentos, entre otros, se verían incrementados.

Los microorganismos del suelo y los procesos que controlan son esenciales para la sostenibilidad a largo plazo de los sistemas agrícolas, y son factores importantes en la formación del suelo y el ciclado de nutrientes (Liu *et al.*, 2010). Los parámetros microbiológicos son altamente sensibles a variaciones en las condiciones ambientales o en las prácticas de manejo empleadas en los sistemas agrícolas. Por lo tanto, pueden indicar cambios en la calidad del suelo (Ferreras *et al.*, 2009; Balota *et al.*, 2014) por el uso

agronómico de efluente porcino. Varios autores han registrado un efecto positivo del uso de enmiendas sobre indicadores microbiológicos, como CBM, actividades enzimáticas, RM,  $qCO_2$ , entre otros (Balota *et al.*, 2014; Morales *et al.*, 2016; Sousa *et al.*, 2014; Tiecher *et al.*, 2017). Las diferentes formas de aplicación de efluente pueden generar cambios en la composición microbiana del suelo. Estos cambios generalmente se dan en los procesos de mineralización-inmovilización y descomposición microbiana de los compuestos orgánicos del efluente (Sørensen y Eriksen, 2009; Fangueiro *et al.*, 2015; Fangueiro *et al.*, 2016).

En cuanto al efecto sobre la producción de alimentos o cultivos existen numerosos estudios que demuestran que el efluente porcino puede aumentar la capacidad productiva del suelo (Meade *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2017; Plaza-Bonilla *et al.*, 2017). Mientras que, las diferentes alternativas de aplicación, como la acidificación o incorporación del efluente, han demostrado presentar mayor disponibilidad de N-NH<sub>3</sub>, con respecto a las aplicaciones superficiales, provocado aumentos en el rendimiento y acumulación de N en biomasa vegetal de diferentes cultivos (Costa *et al.*, 2014; Fangueiro *et al.*, 2015; Damian *et al.*, 2018).

Nuestro país carece de información acerca del efecto de estas alternativas de aplicación de efluente porcino sobre el recurso natural suelo. La generación de información es de gran importancia para poder brindar pautas específicas de manejo, que incentiven la generación de sistemas agropecuarios más sustentables. Además, conocer cómo responde el suelo y los cultivos a las diferentes formas de manejo de efluente permitiría establecer planes de aplicación que optimicen el uso de nutrientes y energía. El desarrollo de estrategias que nos permitan limitar los impactos ambientales negativos es de gran importancia para cumplir con normativas ambientales provinciales y nacionales.

## **HIPÓTESIS**

Las diferentes formas de aplicación de efluente porcino afectan los indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo, a causa del retraso en los procesos de mineralización-inmovilización del N aportado con el efluente porcino, con respecto a la fertilización mineral nitrogenada.

La aplicación de efluente porcino incorporado y acidificado son más eficientes en retener N dentro del sistema suelo-planta e incrementar la producción en cultivos estivales, con respecto a las aplicaciones superficiales. Mientras que, en cultivos invernales, las diferentes formas de aplicación de efluente porcino presentan similares retenciones del N y producción de cultivos.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar el efluente porcino utilizado por medio de variables físicas y químicas.
- Determinar el efecto de distintas formas de aplicación sobre la calidad un suelo Argiudol típico por medio de indicadores químicos y microbiológicos de suelo.
- Evaluar el efecto de distintas formas de aplicación de efluente porcino sobre el rendimiento y N absorbido por los cultivos maíz, soja y trigo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **CARACTERÍSTICAS DEL AMBIENTE Y ENSAYOS REALIZADOS**

#### **Sitio y Diseño experimental**

Los experimentos se llevaron a cabo en el predio experimental INTA Marcos Juárez (32°42'44.65''S, 62°05'46.07''O) (Fig. 4.2). Se realizaron sobre un suelo Argiudol típico perteneciente a la serie Marcos Juárez con capacidad de uso Clase I. Es un suelo oscuro, profundo y bien drenado de las lomas casi planas, desarrollado sobre un sedimento loésico de textura franco limosa. Presenta una amplia aptitud para cultivos y pasturas. Son fértiles y productivos, con buena capacidad de retención de humedad. Se los usa tanto para agricultura como para ganadería, aunque presenta una ligera limitación climática. Presenta un horizonte A (0-19 cm de profundidad) con características propias de un suelo franco-limoso (25% arcilla, 69% limo y 5,4% arena fina). El contenido de MOS es de 3,26%, el de NOS es de 1,8 g kg<sup>-1</sup> de suelo y el pH de 6,4 (INTA, 1978).

La temperatura media anual es de 16,9°C y las precipitaciones medias anuales son de 894 mm (INTA, 1978). En las Figuras 4.3, 4.4, 4.5 y 4.6 se presentan las condiciones

climáticas en la zona de estudio ocurridas durante los experimentos (2014, 2015 y 2016) y las medias mensuales históricas.



Fig. 4. 2. Ubicación de los sitios donde se realizaron los ensayos experimentales a campo dentro de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Marcos Juárez.

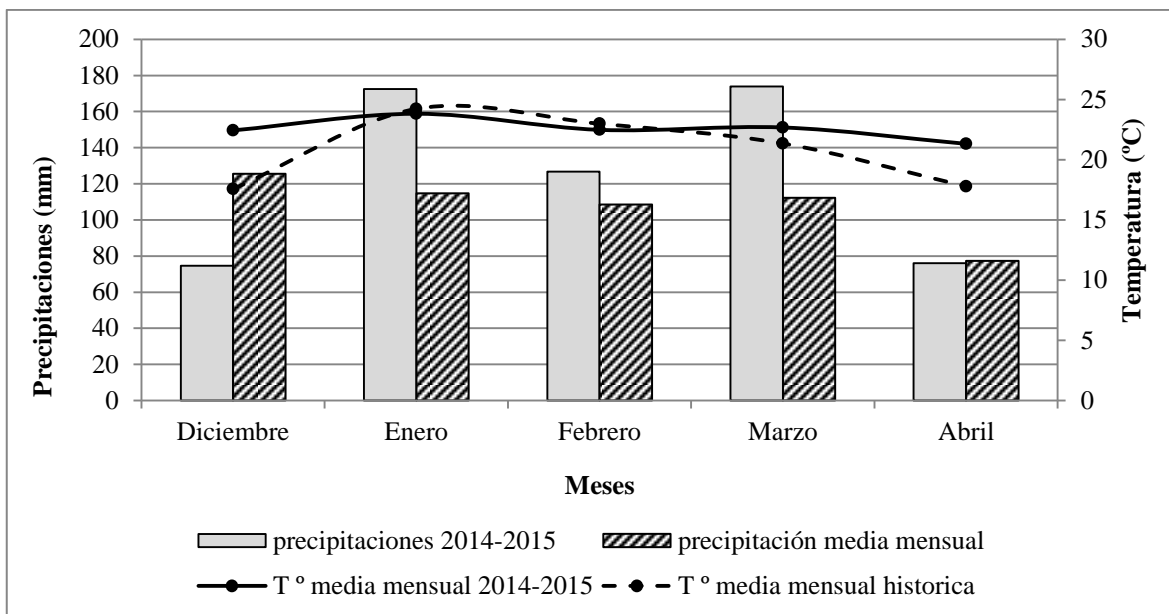


Fig. 4. 3. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de maíz (2014-2015) y medias mensuales históricas. Datos de la estación meteorológica de EEA INTA Marcos Juárez.

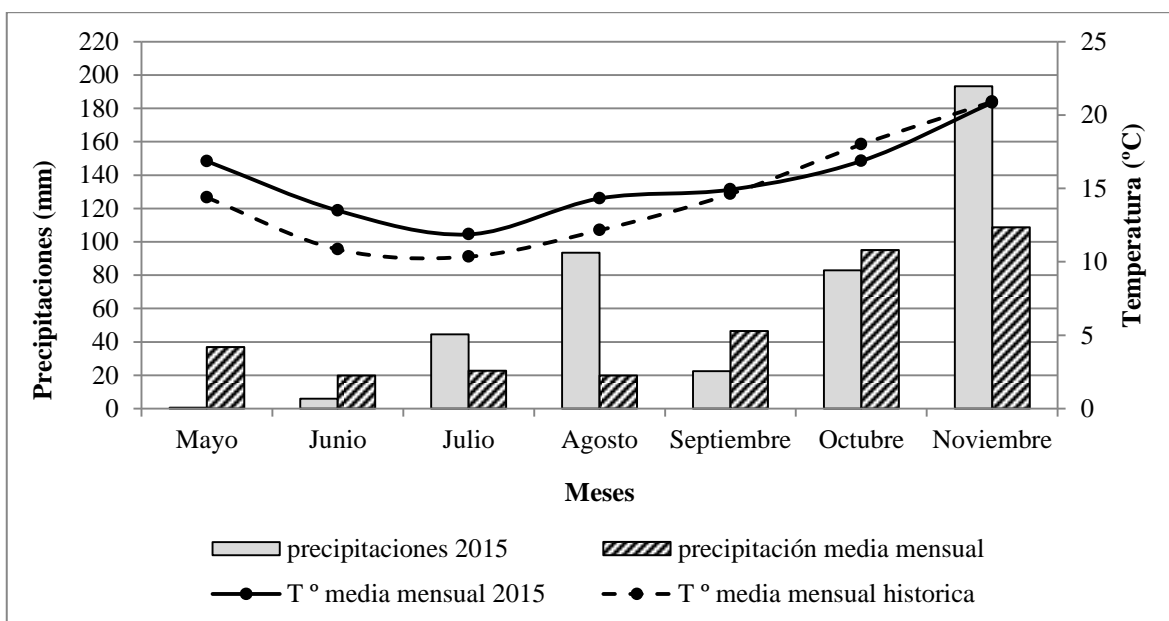


Fig. 4. 4. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el barbecho entre maíz y soja (2016) y medias mensuales históricas. Datos de la estación meteorológica de EEA INTA Marcos Juárez.

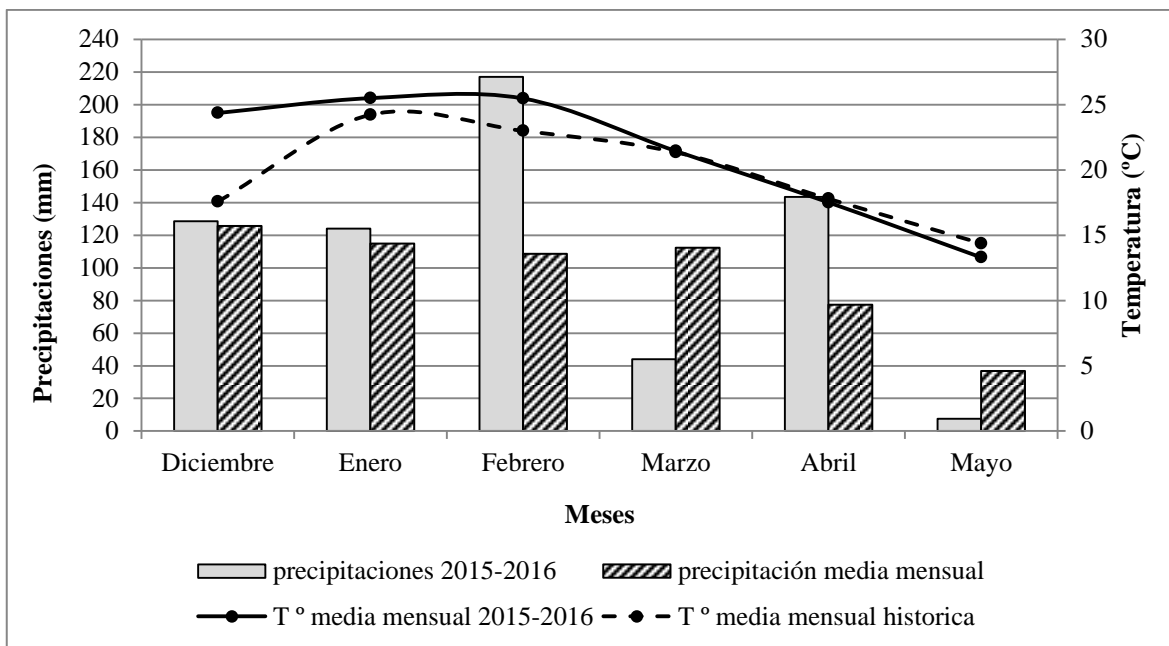


Fig. 4. 5. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de soja (2015-2016) y medias mensuales históricas. Datos de la estación meteorológica de EEA INTA Marcos Juárez.

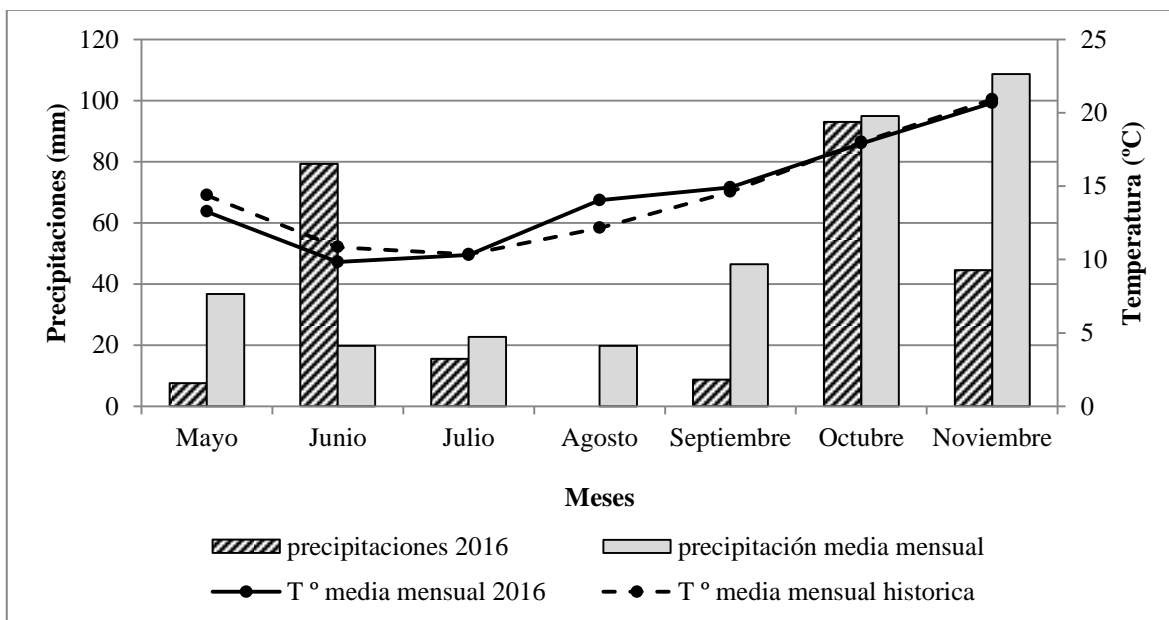


Fig. 4. 6. Condiciones climáticas en la EEA INTA Marcos Juárez ocurridas durante el crecimiento del cultivo de trigo (2016) y medias mensuales históricas. Datos de la estación meteorológica de EEA INTA Marcos Juárez.

El suelo donde se realizaron los experimentos presentó historial agrícola y no recibieron aplicaciones de efluente pecuario. Se utilizaron diseños en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones, donde los tratamientos evaluados fueron: efluente superficial (ES), efluente incorporado (EI) y efluente acidificado (EA) comparado con una fertilización mineral (FM) y testigo absoluto (T) (Fig. 4.7 y 4.10). Las dosis de aplicación de efluente porcino se detallan en la tabla 4.2. La dosis de FM se calculó como equivalente N del efluente. Cada unidad experimental estuvo compuesta por una parcela de 40 m<sup>2</sup> (5 m de ancho x 8 m de largo), las cuales estuvieron separadas por un pasillo de 4 m de ancho para minimizar interacciones entre parcelas.

Los mismos tratamientos y diseño experimental se evaluaron sobre una secuencia maíz-soja (Fig. 4.8 A y B), durante las campañas 2014-2015 y 2015-2016, y un cultivo de trigo, durante el año 2016 (Fig. 4.8 C).

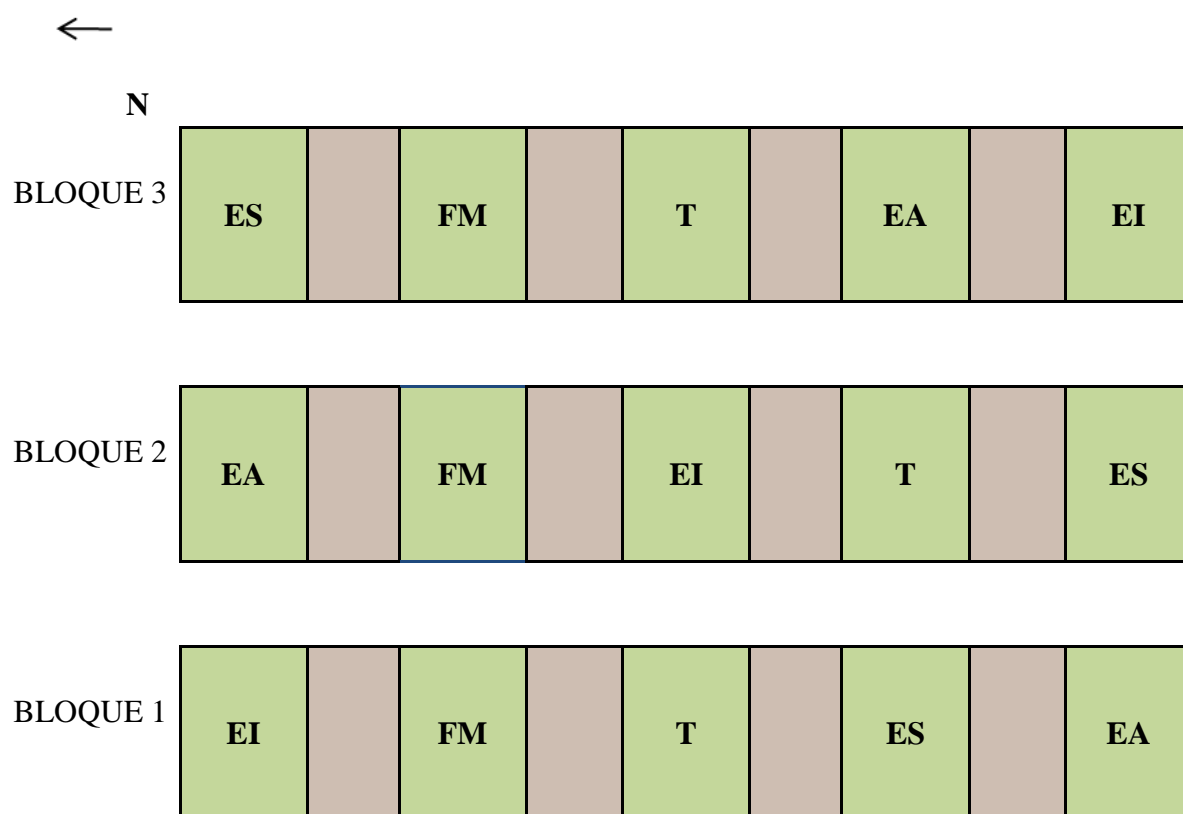


Fig. 4. 7. Esquema del diseño experimental. ES: efluente superficial; EA: efluente acidificado; EI: efluente incorporado; FM: fertilización mineral; T: testigo.



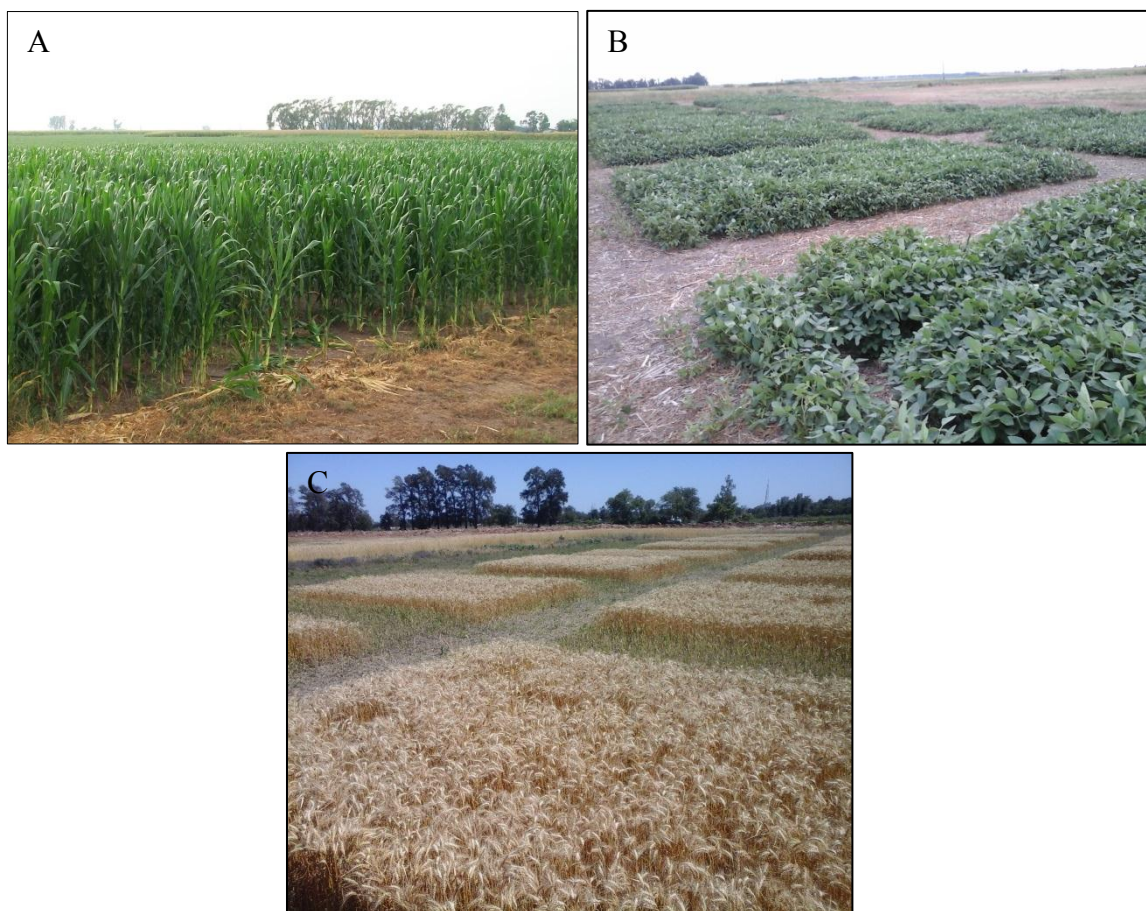


Fig. 4. 8. Cultivos evaluados con los mismos tratamientos y diseño experimental, A) Maíz, B) Soja y C) Trigo.

## MANEJO DE LOS ENSAYOS

El cultivo de maíz se sembró el 5 de diciembre de 2014 con una sembradora de 5 surcos de 0,52 m de distancia entre surcos. La variedad utilizada fue La Tijereta triple pro, ciclo intermedio (LT626VT3P), con una densidad tendiente a  $\log 10$  plantas  $\text{m}^2$ . Se cosechó el 27 de abril de 2015. Sobre las mismas parcelas experimentales se sembró soja el 3 de diciembre de 2015 con una sembradora de 4 surcos de 0,42 m de distancia entre surcos. La variedad utilizada fue Don Mario 4712 con una densidad tendiente a  $\log 40$  plantas  $\text{m}^2$ . Se cosechó el 5 de mayo de 2016. El cultivo de trigo se sembró el 09 de junio de 2016 con una sembradora de 9 surcos de 0,17 m de distancia entre surcos. La variedad utilizada fue Algarrobo Don Mario ciclo intermedio, con una densidad tendiente a  $\log 280$  plantas  $\text{m}^2$ . Se cosechó el 30 de diciembre de 2016.

El efluente utilizado provino de las instalaciones de la Unidad Demostrativa de Recría y Engorde de la EEA INTA Marcos Juárez (Fig. 4.9 A). Las aplicaciones de los efluentes se realizaron lo más cercano posible a la fecha de siembra de los diferentes cultivos. Estas difirieron en 2, 30 y 9 días previos a la siembra del cultivo de maíz, soja y trigo, respectivamente, principalmente por cuestiones climáticas. La acidificación del efluente se realizó en el momento de la aplicación con ácido sulfúrico hasta lograr un pH de 5,5-6 (Fangueiro *et al.*, 2015) (Fig. 4.10 B). Mientras que en el tratamiento del efluente incorporado se realizó por medio de una rastra doble acción inmediatamente luego de su aplicación, a 0,1 m de profundidad (Fig. 4.10 A). El tratamiento fertilización mineral fue solo con nitrógeno, utilizando como fertilizante urea sólida granulada al 46%, aplicándose al voleo al momento de la siembra.



Fig. 4. 9. Secuencia de recolección y aplicación del efluente porcino a las parcelas experimentales, A) Recolección del efluente porcino desde las instalaciones de las Unidades Demostrativas Porcinas al carro estercolero, B) Traspaso del efluente porcino desde el carro estercolero al tanque de aplicación, C) Muestreo de efluente porcino desde el tanque de aplicación, y D) Aplicación de efluente porcino a las parcelas experimentales



Fig. 4. 10. Tratamientos con aplicación de efluente porcino, A) Incorporación del efluente, B) Acidificación del efluente, C) Aplicación superficial.

## **RECOLECCIÓN Y PROCESAMIENTO DE MUESTRAS DE EFLUENTE, SUELO Y BIOMASA VEGETAL AÉREA**

### **Efluente porcino**

Previo a la aplicación a las parcelas experimentales, se recolectaron muestras del efluente desde el tanque de aplicación para realizar análisis físicos-químicos (Fig. 4.9 B, C y D). Los muestreos se realizaron, previo agitación, con un recipiente de 300 ml (Fig. 4.9 C) sacando las alícuotas necesarias hasta conformar un litro de efluente en cada caso, siendo refrigeradas a 4°C hasta su análisis.

## Suelo y biomasa vegetal aérea

Para evaluar el efecto sobre indicadores de calidad de suelo se analizaron variables químicas y microbiológicas. A su vez, se analizaron parámetros de productividad de los diferentes cultivos. Los momentos de muestreo para determinar cada variable se detallan en la Tabla 4.1.

Tabla 4. 1. Estadios fenológicos y fechas de muestreo de suelo y biomasa vegetal aérea en cada cultivo evaluado.

Variables	Momentos de muestreo según estadios fenológicos en cada cultivo			
	Suelo	Maíz	Soja	Trigo
Nitratos		Estadio de seis hojas (14/01/2015)	Estadio de R1 (14/01/2016)	Macollaje (23/08/2016) Antesis (13/10/2016)
		Madurez Fisiológica (27/04/2015)		Madurez Fisiológica (30/11/2016)
	Indicadores Químicos	Estadio de seis hojas	Estadio de R1	Antesis
Indicadores microbiológicos		Madurez Fisiológica	Estadio de R7-R8 (30/03/2016)	Madurez Fisiológica
<b><i>Biomasa vegetal aérea</i></b>				
Biomasa aérea vegetal y N absorbido		Madurez Fisiológica	Madurez Fisiológica (05/05/2015)	Macollaje Antesis Madurez Fisiológica
Rendimiento y calidad de grano		Madurez Fisiológica	Madurez Fisiológica	Madurez Fisiológica

Las muestras de suelo para evaluar el contenido de  $\text{NO}_3^-$  se recolectaron en diferentes profundidades (0-0,2; 0,2-0,4; 0,4-0,6; 0,6-1 y 1-1,50 m) (Fig. 4.11 A). Durante el cultivo de maíz y trigo se sacaron muestras hasta los 1,50 m, mientras que sobre el cultivo de soja se realizó hasta los 0,6 m debido al ascenso del nivel freático. Además, en el primer momento de muestreo de cada cultivo se determinaron las siguientes variables químicas en 0-0,2 m de profundidad: COS, NOS,  $\text{NH}_4^+$ , Pe, pH, CE. A su vez, en la madurez fisiológica se recolectaron muestras de 0-0,1 m de profundidad para evaluar MOP

e indicadores microbiológicos, como: Nan, FAc, CBM, RM y  $qCO_2$  (Fig. 4.11 B). Los muestreos se realizaron utilizando un barreno de 2,5 cm de diámetro. En 0-0,2 m de profundidad las muestras estuvieron constituidas por cinco sub-muestras y de 0,2 a 1,50 m por tres sub-muestras. Mientras que, en 0-0,1 m de profundidad se sacaron tres muestras de suelo compuestas (constituidas por diez sub-muestras) por parcela.

Todas las muestras fueron transportadas al laboratorio y se aplicó el método de cuarteo hasta obtener dos fracciones iguales. Ambas fracciones de las muestras de 0-1,5 m fueron secadas a temperatura ambiente y procesadas a mano. Luego, una fracción fue tamizada por tamiz de malla de 2 mm para su análisis, y la otra por tamiz de malla de 0,5 mm para las determinaciones de COS y NOS. Mientras que las muestras para las determinaciones microbiológicas (0-0,1 m), una fracción fue secada a temperatura ambiente, procesada a mano y tamizada por tamiz de 2 mm para su análisis, y otra fracción de suelo fue tamizada en húmedo por tamiz de 2 mm, y conservada a 4°C hasta el análisis de RM y FAc.

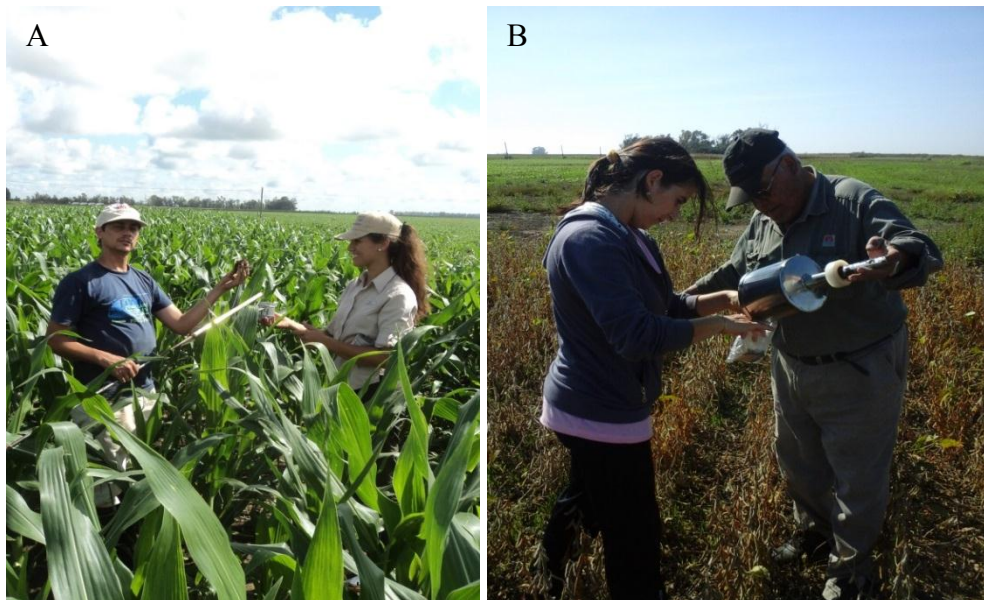


Fig. 4. 11. A) Muestreo de suelo de 0-1,50 m de profundidad sobre cultivo de maíz en estadio R1, B) Muestreo de suelo de 0-0,1 m de profundidad sobre el cultivo de soja en madurez fisiológica.

Las muestras de biomasa vegetal aérea se obtuvieron recolectando muestras de 1 m lineal de dos surcos en maíz (1,04 m<sup>2</sup>), 1 m lineal de 2 surcos en soja (0,84 m<sup>2</sup>) y 2 m lineales de dos surcos (0,680 m<sup>2</sup>) en trigo. Posteriormente, las biomásas aéreas fueron divididas en tallo y grano en maíz y trigo. Los tallos de maíz y trigo y planta entera de soja fueron secados en estufa a 60°C hasta peso constante y se registró su peso. Finalmente, las muestras de tallo fueron trituradas hasta un tamaño de 0,5 mm y almacenadas para su análisis.

## **DETERMINACIONES**

### **Efluente**

Las variables que se analizaron sobre el efluente porcino fueron: sólidos totales (ST) por método gravitacional a 105±2 °C, sólidos volátiles y sólidos fijos por calcinación a 550±50 °C, pH por método potenciométrico y CE por conductimetría sobre muestra sin tratamiento, NT por semi-micro kjeldahl, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por destilación directa por arrastre de vapor, P total (PT) por digestión sulfonítrica y colorimetría por el método ácido vanadomolibdofosfórico. Todas las variables de análisis que se implementaron son propuestas por (APHA, 1992).

### **Suelo**

#### **Nitratos**

El contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se determinó según el método ácido fenoldisulfónico (Bremmer, 1965). Se pesaron 10 g de suelo seco en tubos de agitación de 50 ml. Se adicionaron 30 ml de sulfato de potasio 0,1 N (solución extractiva) y se agitaron durante 10 minutos. Luego se centrifugaron y se transfirió 5 ml del sobrenadante a vasos precipitados, los cuales se colocaron a baño maría hasta evaporar toda la solución. Posteriormente a cada muestra se le adicionaron 2 ml de ácido fenol disulfónico dejándolo reaccionar durante 10 minutos. Inmediatamente se agregaron 40 ml de agua destilada y 8 ml de hidróxido de sodio 10 N. Finalmente se determinaron colorimétricamente en espectrofotómetro SPECTRUM SP-1105 a una longitud de onda de 420 nm, comparándolo con una curva de

calibración realizada con nitrato de potasio. El contenido de nitratos fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\text{NO}_3^- (\text{mg. kg}^{-1}) = A * Fc$$

Dónde:

A: absorbancia

Fc: factor de la curva de calibración

### **Amonio**

La cantidad de  $\text{NH}_4^+$  se determinó por destilación directa por arrete de vapor (Keeney y Nelson, 1982), sobre una suspensión de suelo-extractarte de 1:10 (Mulvaney, 1996). Se pesaron 4 g de suelo seco y se agregaron 40 ml de cloruro de potasio 2 M. Luego se agitaron una hora en forma horizontal y se dejaron decantar. Posteriormente se transfirió una alícuota de 20 ml a balones de destilación y se adicionaron 0,2 g de óxido de magnesio calcinado. Inmediatamente se destilaron, recolectando 30 ml del destilado en un erlenmeyer con 5 ml de solución de ácido bórico con indicador. Finalmente se tituló con ácido sulfúrico 0,005 N hasta el viraje del color verde a rosa pálido. El contenido de amonio fue calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\text{NH}_4 (\text{mg. kg}^{-1}) = \frac{(V_m - V_b) \times MN \times c(\text{H}^+) \times 2}{m}$$

Dónde:

$V_m$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración de la muestra (ml)

$V_b$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración del blanco (ml)

MN: masa de un mmol de amonio= 18 (mg mmol<sup>-1</sup>)

$c(\text{H}^+)$ : concentración de  $\text{H}^+$  en la solución del ácido (mmol ml<sup>-1</sup>)

$m$ : masa de suelo (g)

El resto de las determinaciones químicas y microbiológicas se encuentran detalladas en la sección de Materiales y Métodos correspondiente al Capítulo 3.

### **Biomasa área vegetal**

#### **Materia seca**

Sobre las muestras recolectadas se calculó la materia seca (MS) de cada cultivo. Los resultados de se expresaron en  $\text{kg ha}^{-1}$ , a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{MS (kg. ha}^{-1}\text{)} = \frac{(\text{PS} \times 10000)/\text{sup}}{1000}$$

Dónde:

PS: peso seco de la biomasa área (g)

sup: superficie recolectada ( $\text{m}^2$ )

10000: superficie de una hectárea ( $\text{m}^2$ )

#### **N en la biomasa aérea vegetal**

El porcentaje de NT en los tallos de maíz y soja, y grano de maíz se determinó por el método semi-micro kjeldahl modificado (Bremmer, 1996). Se pesaron entre 0,10 y 0,05 g de material vegetal en un tubo de digestión y se agregaron 1 g de mezcla catalítica y 3 ml de ácido sulfúrico concentrado. La mezcla se llevó a digestión a  $380\text{ }^{\circ}\text{C}$  hasta cambio de color a verde claro. Se dejaron entibiar por 10 minutos y se adicionaron 20 ml de agua destilada. Posteriormente, se alcalinizó la muestra con 20 ml de hidróxido de sodio 10 N. Inmediatamente se realizó la destilación, recolectando 30 ml del destilado en un erlenmeyer con 5 ml de solución de ácido bórico con indicador. Finalmente se tituló con ácido sulfúrico 0,005 N hasta el viraje del color verde a rosa pálido. El contenido de NT fue calculado mediante la siguiente ecuación:



$$N (\%) = \frac{(V_m - V_b) \times c(H^+) \times 1,4}{m}$$

Dónde:

$V_m$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración de la muestra (ml)

$V_b$ : volumen de la solución de ácido consumido en la valoración del blanco (ml)

$c(H^+)$ : concentración de  $H^+$  en la solución del ácido ( $mmol\ ml^{-1}$ )

1,4: masa de un mmol de nitrógeno= 14 ( $mg\ mmol^{-1}$ ) por 0,1

$m$ : masa de vegetal (g)

Los porcentajes de NT en grano de soja y trigo se calcularon a partir de la determinación de la concentración de PB por espectrometría de infrarrojo cercano (NIRT). El porcentaje de N en grano se calculó a partir de las siguientes ecuaciones:

$$N\% = \frac{\% PB}{5,71}$$

Dónde:

$F_c$ : factor de conversión de proteína a nitrógeno, siendo 6,25 para soja y 5,7 para trigo.

### **Rendimiento de grano**

En madurez fisiológica, se obtuvieron muestras de 5 m lineales de dos surcos en maíz ( $5,2\ m^2$ ), 2 m lineales de 2 surcos en soja ( $4,20\ m^2$ ) y 2 m lineales de dos surcos ( $0,680\ m^2$ ) en trigo. Posteriormente, el grano fue separado del material vegetal por medio de una trilladora estática. Luego, se pesaron los granos obtenidos y se determinó humedad por espectrometría de infrarrojo cercano (NIRT). Los mismos fueron afectados por la

humedad comercial de 14,5 para maíz y 13,5 para soja y trigo. Los resultados se expresaron en  $\text{kg ha}^{-1}$ , a partir de las siguientes ecuaciones:

$$\text{Rendimiento (kg. ha}^{-1}\text{)} = \frac{(p \times 10000)/\text{sup}}{1000}$$

$$\begin{aligned} &\text{Rendimiento comercial (kg ha}^{-1}\text{)} \\ &= \frac{\text{Rendimiento} - ((H^{\circ} \text{ grano} - H^{\circ} \text{ comercial})) \times \text{Rendimiento}}{100} \end{aligned}$$

Dónde:

p: masa de grano (g)

10000: superficie de una hectárea ( $\text{m}^2$ )

sup: superficie muestreada ( $\text{m}^2$ )

$H^{\circ}$  grano: humedad del grano a la cosecha

13,5: humedad comercial del grano de trigo

## ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el software Infostat Professional (Di Rienzo *et al.*, 2017). Se aplicó un modelo lineal mixto homocedástico, tomando como efecto fijo los tratamientos y como efecto aleatorio las repeticiones de campo. Cuando las varianzas no cumplieron el supuesto de homogeneidad se aplicaron modelos heterocedásticos. Debido a que los atributos del suelo difieren con la profundidad, la misma no fue incluida en el modelo estadístico para el análisis de los datos de  $\text{NO}_3^-$ , analizándose cada profundidad de manera individual. Cuando existieron diferencias significativas en las variables medidas se realizó la prueba de comparación de medias mediante LSD Fisher con significancias del 5%.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### EFLUENTE PORCINO

La composición física-química de los efluentes porcinos utilizados previos a la siembra de los cultivos se muestra en la Tabla 4.2. Los efluentes utilizados presentaron variaciones en su composición según el año evaluado. En el año 2014 el efluente presentaba menor contenido de sólidos y N, con respecto a los utilizados en el 2015 y 2016. A su vez, se debe destacar que un alto porcentaje del N presente en los efluentes se encontraba como  $\text{N-NH}_4^+$ , representando un 37%, 60% y 81% para el año 2014, 2015 y 2016, respectivamente. Es importante cuantificar este valor, debido a que el  $\text{N-NH}_4^+$  es susceptible a pérdidas por volatilización (Martínez *et al.*, 2017).

Con respecto las concentraciones de P, fue más elevada en el año 2014, resultando en una relación N:P menor, comparado con los demás años. Las relaciones N:P de los efluentes fueron 6, 19 y 25 para 2014, 2015 y 2016, respectivamente. La relación N:P de los últimos dos años difiere de lo reportado por otros autores quienes encontraron menores relaciones de N:P en los efluentes porcinos (Roboredo *et al.*, 2012; Giroto *et al.*, 2013; Boitt *et al.*, 2018). Estas menores relaciones se debe a que los cerdos tienen una baja eficiencia en utilizar el P presente en granos (<15%) debido a una producción insuficiente de enzima fitasa extracelular (Boitt *et al.*, 2018). Las mayores relaciones N:P encontradas en este estudio puede deberse a una mayor dilución de los efluentes, y consecuentemente menor contenido de ST, los cuales concentran el mayor porcentaje de P.

En cuanto a la CE, todos presentaron elevado contenido salino, lo cual puede atribuirse a las sales procedentes de la dieta de los cerdos (Saviozzi *et al.*, 1997). Mientras que el pH se mantuvo relativamente constante, entre levemente ácido y levemente alcalino. Hernández *et al.* (2013), Bosch-Serra *et al.* (2015) y Terrero *et al.* (2018) también reportaron similares características en los efluentes porcinos, con CE desde 10,8 a 37,6 dS  $\text{m}^{-1}$ , a la vez que informaron valores de pH relativamente alcalinos o cercanos a la neutralidad.

Tabla 4. 2. Variables físicas y químicas del efluente porcino utilizado en maíz (2014), soja (2015) y trigo (2016).

Determinaciones	Unidad	2014	2015	2016
Sólidos totales	%	1,28	5,14	2,06
Sólidos volátiles	% de ST	61,46	67,04	57,62
Sólidos fijos	% de ST	38,54	29,29	42,38
Nitrógeno total	g l <sup>-1</sup>	2,98	5,32	5,08
Nitrógeno de amonio	g l <sup>-1</sup>	1,1	3,19	4,1
pH		6,17	7,27	7,47
Conductividad eléctrica	dS m <sup>-1</sup>	13,15	28,97	31,73
Fósforo total	mg l <sup>-1</sup>	435,83	279,17	221,52
Relación N:P		6	19	25
Volumen aplicado	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	100	50	25

A través de la caracterización de los efluentes y las dosis utilizadas se calculó la cantidad de nutrientes aportados en los diferentes años (Tabla 4.3). De esta forma se puede observar si los mismos fueron suficientes para cumplir con los requerimientos de los cultivos. Con el agregado del efluente porcino se incorporó MO y nutrientes. La aplicación de efluente previo al cultivo de soja fue la que más MO aportó, relacionado al mayor porcentaje de sólidos totales y volátiles presentes. Las dosis de N que se aplicaron fueron de 298, 266 y 127 kg ha<sup>-1</sup> para maíz, soja y trigo, respectivamente. Las primeras dos aplicaciones pueden considerarse elevadas, en función de los requerimientos de los cultivos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que sólo una parte del N del efluente se encontraba en forma inorgánica, mientras que una fracción importante se encontraba en forma orgánica y no disponible inmediatamente para los cultivos.

Teniendo en cuenta que se dosificó a partir del contenido de N del efluente, se evidencia que el P aportado en el primer año fue suficiente para cubrir los requerimientos del cultivo de maíz (relación N:P requerido 5,5), mientras que en los cultivos de soja y trigo fueron menores (relaciones N:P requerido de 10 y 6 para soja y trigo, respectivamente). Por lo tanto, se podría suponer que este déficit pudo haber sido contrarrestado por los altos contenidos de P presentes en el suelo al inicio de los ensayos en 0-0,2 m de profundidad (29 mg kg<sup>-1</sup>).

Tabla 4. 3. Nutrientes aportados por el efluente porcino en los diferentes cultivos evaluados.

Cantidades aportadas (kg ha <sup>-1</sup> )	Maíz (2014)	Soja (2015)	Trigo (2016)
Materia seca	1280	2570	515
Materia orgánica	787	1723	297
Cenizas	493	847	218
Nitrógeno total	298	266	127
Nitrógeno amoniacal	110	160	103
Fósforo	44	14	5

## INDICADORES QUIMICOS DE SUELO

Las aplicaciones de efluente porcino mantuvieron las reservas de COS y NOS en todos los cultivos evaluados, con respecto a las situaciones testigos. A su vez, se observó una leve tendencia a incrementarse con el aporte de efluentes y FM, en los cultivos de maíz y soja, pero sin diferencias estadísticas ( $p > 0,05$ ). Mientras que, en el cultivo de trigo la concentración de NOS fue menor con ES comparado con EI, EA y FM ( $p \leq 0,05$ ) (Tabla 4.4). Esta respuesta puede deberse a que las aplicaciones acidificadas e incorporadas del efluente porcino tienden a inhibir temporalmente la mineralización del N aplicado, provocando temporalmente un incremento del NOS, comparado con la aplicación superficial (Costa *et al.*, 2014; Sieling *et al.*, 2014).

Existen antecedentes que reportaron similares tendencias sobre el COS y NOS con aportes de efluente porcino (Biau *et al.*, 2012; Comin *et al.*, 2013; Bócoli *et al.*, 2016; Morales *et al.*, 2016; Park *et al.*, 2018) en ensayos de corta a mediana duración. En cambio, Brunetto *et al.* (2012), con 32 aplicaciones sucesivas de efluente, a una dosis de 90 y 180 kg N, reportaron incrementos en el COS solo con la dosis superior en los primeros 0,3 m de profundidad. Por lo tanto, la tendencia encontrada en este estudio puede responder a los mayores aportes de MS y MO adicionada con el efluente porcino previo a los cultivos de maíz y soja, comparado con los aportes realizados al cultivo de trigo (Tabla 4.3). Además, se debe tener en cuenta que el cultivo de soja fue sucesor al cultivo de maíz, con lo cual el incremento en el COS y NOS también puede deberse a un incremento en la entrada de residuos vegetales de maíz.

En cuanto a las fracciones de N inorgánico del suelo, las mismas variaron en función del año y cultivo evaluado. Las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  no fueron diferentes estadísticamente entre los tratamientos evaluados sobre los tres cultivos ( $p > 0,05$ ). Sin embargo, se observó una tendencia a disminuir con las aplicaciones de efluente sobre el cultivo de maíz y trigo. En el cultivo de maíz, las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo disminuyeron un 14 % y en trigo un 67% cuando se aplicó efluente, con respecto a la situación T. Esta disminución se vio acompañada de un incremento en las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ . Sin embargo, los mayores valores de  $\text{NO}_3^-$  se encontraron principalmente con FM, sobre los cultivos de maíz y soja ( $p \leq 0,05$ ). A su vez, sobre maíz, FM presentó similares concentraciones que el EA y ES, mientras que las diferentes formas de aplicación de efluente no difirieron entre ellas. En cambio, sobre el cultivo de trigo, la FM y las aplicaciones de efluente no evidenciaron incrementos en las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo en dicho momento evaluado ( $p > 0,05$ ) (Tabla 4.4).

Se han reportado bajos contenidos de  $\text{NH}_4^+$  luego de varios días desde la aplicación de efluente. Esto se debe a las transformaciones del N- $\text{NH}_4^+$  en el suelo, como pérdidas de N por volatilización, lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  y desnitrificación ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Sin embargo, luego de la aplicación del efluente, una cantidad de N- $\text{NH}_4^+$  es susceptible a nitrificarse bajo condiciones edafoclimáticas favorables (Giacomini *et al.*, 2009). Hernández García (2006) tampoco encontró incrementos en el contenido de  $\text{NH}_4^+$  con diferentes dosis de efluente porcino y fertilización mineral. Por el contrario, Fangueiro *et al.* (2010), Fangueiro *et al.* (2013) y Park *et al.* (2018) encontraron que durante más de 50 días, las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo con aplicación de efluente acidificado permanecieron significativamente más altas, acompañadas con menores valores de  $\text{NO}_3^-$ . Estos autores lo atribuyeron a una combinación de retraso de nitrificación, reducción/inhibición de la inmovilización del N y estimulación de la mineralización de NOS (Fangueiro *et al.*, 2016).

Incrementos en los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  en el horizonte superficial por la aplicación de efluente fueron observados solo sobre el cultivo de maíz. Mientras que la falta de diferencias sobre los cultivos de soja y trigo puede deberse a un desplazamiento de los mismos a estratos sub-superficiales y/o absorción por parte de los cultivos. Un factor determinante en el proceso de migración de los  $\text{NO}_3^-$  en profundidad es el régimen de precipitaciones, presentando en los meses previos a los muestreos de suelos registros de

precipitaciones mayores a la media mensual histórica (Fig. 4.3 y 4.4). Además, se debe tener en cuenta que, en el momento de muestreo, 134 y 72 días posteriores a la aplicación de efluente, se encontraban presente los cultivos de soja y trigo, pudiendo haber absorbido la mayor parte de los  $\text{NO}_3^-$  disponibles.

En cuanto al Pe, su concentración se mantuvo sobre los cultivos de maíz y trigo, los cuales recibieron una sola aplicación de efluente. En cambio, en soja luego de dos aplicaciones consecutivas, la aplicación superficial de efluente presentó mayor concentración, evidenciándose un mantenimiento de los niveles de P, con respecto a FM y T ( $p \leq 0,05$ ). A su vez, ES no se diferenció de EI y EA. Mientras que, estos últimos tampoco se diferenciaron de FM, pero sí de T (Tabla 4.4). Esto evidencia la extracción de P por parte de los cultivos, el cual no fue repuesto con la fertilización mineral y en la situación testigo.

Diversos autores reportan acumulación de P, relacionándolo directamente con la alta cantidad de P adicionado con los efluentes. Sin embargo, las cantidades totales adicionadas de P en este experimento fueron solo de  $58 \text{ kg P ha}^{-1}$  en la secuencia maíz-soja, y  $5 \text{ kg P ha}^{-1}$  sobre el cultivo de trigo. A vez, se debe destacar que el efluente utilizado en este trabajo presentaba altas relaciones N:P (Tabla 4.1), comparadas con otros efluentes utilizados en diversos trabajos (Plaza *et al.*, 2004; Balota *et al.*, 2010; Lourenzi *et al.*, 2013). De esta forma, se reduce el riesgo de sobreaplicación de P cuando las dosis son calculadas en función de los requerimientos de N del cultivo.

El pH fue el indicador químico más sensible frente a la aplicación de efluente y FM. Las aplicaciones de efluente y/o FM provocaron disminuciones en el pH en el suelo en todos los cultivos evaluados ( $p \leq 0,05$ ). Sobre la secuencia maíz-soja, FM fue el tratamiento que más disminuyó el pH, con respecto a T. A su vez, sobre el cultivo de maíz, FM, EA y ES fueron los que provocaron más disminución del pH. Mientras que, las distintas alternativas de aplicación de efluente porcino presentaron similares pH entre ellos. En cambio, sobre el cultivo de soja, las aplicaciones de efluente no modificaron el pH. Mientras que sobre el cultivo de trigo las disminuciones fueron similares para la FM y las aplicaciones de efluente. La principal causa de esta acidificación es la producción de iones  $\text{H}^+$  debido a la hidrólisis y oxidación del  $\text{NH}_4^+$  presente en el efluente y en la urea. Por cada mol de urea oxidada a  $\text{NO}_3^-$  se produce un mol de  $\text{H}^+$  (Divito *et al.*, 2011).

La CE del suelo se incrementó solo en maíz con la aplicación de FM y efluente porcino ( $p \leq 0,05$ ). En cuanto a las formas de aplicación del efluente, la aplicación incorporada provocó mayor salinidad con respecto a T, sin embargo, no se diferenció de ES y FM. Varios autores (Liu *et al.*, 1998; Plaza *et al.*, 2004; Hernández García, 2006; Pegoraro *et al.*, 2014) evidenciaron que la CE aumenta con el agregado de efluente porcino, lo cual puede atribuirse a la adición de sales solubles presente en efluente y que proceden de la dieta de los cerdos (Saviozzi *et al.*, 1997). En tanto, el incremento con la FM responde a la rápida nitrificación ocurrida en el suelo con el agregado de N, presentando finalmente altos contenidos de sales de  $\text{NO}_3^-$  (Wienhold, 2005).

El incremento de la CE observado solo en maíz también puede responder a que el momento de muestreo fue 42 días posteriores a las aplicaciones de efluente y urea. Mientras que, en soja y trigo transcurrieron 72 y 134 días, respectivamente. Por lo tanto, podría estar ocurriendo una modificación transitoria de la CE. Además, el régimen de precipitaciones (Fig. 4.2, 4.3 y 4.4), pudo haber influido en los resultados obtenidos, ya que el agua de lluvia puede generar un desplazamiento de las sales por debajo de la profundidad de muestreo (Hao y Chang, 2003).



Tabla 4. 4. Efecto de las formas de aplicación de efluente porcino sobre las propiedades químicas de suelo (0-0,2 m) en maíz (2014), soja (2015) y trigo (2016).

Cultivos	Tratamientos	COS		NOS		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		Pe		pH		CE	
		(g kg)		(g kg)		(mg kg)		(mg kg)		(mg kg)			(dS m)		
Maíz	EI	14,77	a	1,37	a	70,98	b	8,96	a	28,33	a	5,98	b	0,11	b
	EA	15,22	a	1,42	a	86,50	ab	8,96	a	29,33	a	5,87	bc	0,14	a
	ES	16,67	a	1,51	a	95,29	ab	8,96	a	35,00	a	5,89	bc	0,13	ab
	FM	15,41	a	1,42	a	117,03	a	11,95	a	27,33	a	5,79	c	0,14	ab
	T	14,52	a	1,39	a	21,02	c	10,45	a	28,67	a	6,18	a	0,07	c
Soja	EI	16,14	a	1,31	a	8,50	b	13,44	a	30,67	ab	6,03	a	0,10	a
	EA	15,53	a	1,23	a	10,66	b	10,75	a	29,33	ab	6,00	a	0,09	a
	ES	15,76	a	1,28	a	13,25	b	18,82	a	35,67	a	5,97	a	0,11	a
	FM	15,41	a	1,25	a	74,25	a	18,82	a	22,33	bc	5,73	b	0,12	a
	T	14,64	a	1,19	a	8,84	b	16,13	a	21,33	c	6,03	a	0,09	a
Trigo	EI	14,25	a	1,13	a	12,80	a	1,49	a	23,67	a	6,22	b	0,08	a
	EA	14,58	a	1,16	a	10,61	a	1,49	a	21,67	a	6,3	b	0,08	a
	ES	13,11	a	1,09	b	12,71	a	4,48	a	24,33	a	6,18	b	0,07	a
	FM	13,23	a	1,14	a	13,47	a	4,48	a	20,00	a	6,36	b	0,08	a
	T	14,14	a	1,12	ab	10,41	a	4,48	a	17,67	a	6,44	a	0,08	a

EI: efluente incorporado, EA: efluente acidificado, ES: efluente superficial, FM: fertilización mineral, T: testigo. Carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno orgánico del suelo (NOS), nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), fósforo extractable (Pe), reacción del suelo (pH), conductividad eléctrica (CE). Letras distintas indican diferencias estadísticas dentro de cada cultivo (p≤0,05).

## MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA E INDICADORES MICROBIOLÓGICOS

Las aplicaciones de efluente porcino tendieron a incrementar la MOP, principalmente sobre los suelos donde se desarrollaron los cultivos de soja y trigo. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en relación a la FM y T ( $p > 0,05$ ). En cambio, el Nan sólo se incrementó en el cultivo de soja (14,58%) cuando se aplicó EI, con respecto a T ( $p \leq 0,05$ ). Por otra parte, en los cultivos de maíz y trigo las aplicaciones de efluente y FM no provocaron diferencias sobre dicha variable ( $p > 0,05$ ). La tendencia a incrementarse dichos indicadores de calidad de suelo con las aplicaciones de efluente porcino puede responder al aporte de MO adicionada con el mismo. A su vez, la respuesta sobre el cultivo de soja, también puede ser consecuencia de un mayor aporte de C a través de la biomasa vegetal adicionada por el cultivo de maíz del año anterior (Tabla 4.7). Similares resultados fueron reportados por otros autores (Wienhold, 2005; Balota *et al.*, 2010; Biau *et al.*, 2012; Yagüe *et al.*, 2012) quienes evidenciaron que las aplicaciones de efluente mantuvieron o incrementaron la MOP y Npm.

La FAc se inhibe con altas concentraciones de fosfato, sin embargo, en estos experimentos se observó una tendencia a incrementarse con el aporte de efluente, siendo estadísticamente significativo solo sobre el cultivo de trigo ( $p \leq 0,05$ ). En este cultivo, EI incrementó la actividad enzimática, con respecto a T y FM. Mientras que las diferentes formas de aplicación de efluente presentaron similar actividad ( $p \leq 0,05$ ) (Fig. 4.5). Balota *et al.* (2014) y Tiecher *et al.* (2017) también reportaron incremento en la FAc con aplicaciones de efluente porcino y con altas dosis de P adicionado. Tiecher *et al.* (2017) atribuyen esta respuesta a una mayor actividad biológica, tanto de plantas como de microorganismos, y una protección de la enzima por la MOS. Además, reportan que la mineralización del P orgánico del suelo no es una función específica de los microorganismos del suelo.

La RM presentó diferencias estadísticas solo sobre el cultivo de soja, donde EI provocó mayor emisión de  $\text{CO}_2$  comparado con FM y T ( $p \leq 0,05$ ). Este incremento es consistente con estudios previos donde la adición continua de estiércol tuvo un impacto significativo en la respiración y la actividad biológica del suelo en general (Liu *et al.*, 2010; Biau *et al.*, 2012). Al igual que el Nan, la RM puede responder al mayor aporte de

biomasa vegetal adicionada por el maíz el año anterior (Tabla 4.7) evidenciando una tendencia a incrementar el COS y MOP (Tabla 4.4 y 4.5). A su vez, las diferentes formas de aplicación de efluente presentaron una tendencia similar en todos los cultivos evaluados, donde EI presento mayor RM, seguido por EA y finalmente por ES, pero sin diferencias significativas ( $p>0,05$ ). Esta tendencia puede responder a los mayores aportes de biomasa aérea a la madurez fisiológica (Tabla 4.7), presentando todos los cultivos evaluados mayor aporte con EI.

En cuanto al CBM y  $qCO_2$ , no se observó una tendencia clara entre los tratamientos evaluados en los diferentes cultivos. Solo sobre el cultivo de trigo, ES logró una disminución del  $qCO_2$  ( $p\leq 0,05$ ), con respecto a los demás tratamientos, evidenciando un menor gasto energético para el mantenimiento metabólico. En cambio, diversos autores (Yagüe *et al.*, 2012; Balota *et al.*, 2014; Yanardağ *et al.*, 2017) reportaron aumentos del CBM en suelos con aplicaciones de efluentes, respecto a situaciones con FM y T. Estas diferencias pueden ser atribuidas a las composiciones de los efluentes utilizados, y a las distintas condiciones edafológicas. Consecuentemente, estos autores aportaron mayor cantidad de CO y otros nutrientes fácilmente degradables que estimulan el crecimiento y actividad de los microorganismos autóctonos del suelo. A su vez, Yanardağ *et al.* (2017) resalta que cambios en estos indicadores por la adición de compuestos orgánicos son más sensibles en suelos con bajo COS. Mientras que, Plaza *et al.* (2004) lo atribuyen también a la adición de microorganismos con el efluente porcino.

En cuanto al menor  $qCO_2$  encontrado con ES sobre el cultivo de trigo, coincide con lo reportado por Liu *et al.* (2010) quienes obtuvieron menor  $qCO_2$  cuando aplicaron estiércol combinado con un fertilizante mineral, y mayor coeficiente en la parcela control. Por otro lado, el hecho de que EI y EA no se diferenciaron de T puede deberse a que las diferentes formas de aplicación del efluente (acidificado o incorporado) pueden generar cambios en la composición microbiana del suelo y en los procesos de mineralización-inmovilización de los compuestos orgánicos de los efluentes (Sørensen y Eriksen, 2009; Fangueiro *et al.*, 2016). Mientras que, la falta de diferencias en FM con respecto a T, pueden deberse a que la adición de fertilizantes que solo aportan N, en este caso urea, pueden no ser suficientes para satisfacer las necesidades nutricionales de los microorganismos del suelo.

Tabla 4. 5. Efecto de las formas de aplicación sobre la MOP y propiedades microbiológicas de suelo (0-0,1 m) en maíz (2015), soja (2016) y trigo (2016) a la madurez fisiológica.

Cultivos	Tratamientos	MOP (mg kg)		Nan (mg kg)		FAc (mg kg)		RM (mg kg <sup>-1</sup> )		CBM (mg kg)		qCO <sub>2</sub>	
Maíz	EI	11,13	a	90,07	a	1026,33	a	327,40	a	122,81	a	2,66	a
	EA	9,95	a	99,63	a	1114,96	a	302,20	a	166,67	a	1,91	a
	ES	10,51	a	91,23	a	1132,00	a	288,70	a	100,88	a	2,85	a
	FM	8,77	a	85,87	a	1099,74	a	327,10	a	122,81	a	2,67	a
	T	11,79	a	99,63	a	983,00	a	387,50	a	127,19	a	3,25	a
Soja	EI	10,85	a	131,45	a	1262,22	a	306,60	a	213,45	a	1,52	a
	EA	9,89	a	114,64	b	1174,40	a	281,40	ab	254,38	a	1,19	a
	ES	10,65	a	113,17	b	1262,89	a	276,50	ab	195,91	a	1,48	a
	FM	9,34	a	103,06	b	1141,60	a	181,30	b	181,29	a	1,11	a
	T	9,12	a	114,72	b	1115,93	a	187,50	b	264,62	a	0,72	a
Trigo	EI	16,94	a	81,4	a	970,99	a	308,26	a	204,68	a	2,28	a
	EA	16,49	a	79,63	a	960,75	ab	285,74	a	192,99	a	2,26	a
	ES	17,26	a	81,44	a	969,85	ab	225,56	a	216,38	a	0,98	b
	FM	15,72	a	78,34	a	935,54	b	290,82	a	172,51	a	2,43	a
	T	15,25	a	77,02	a	940,96	b	252,82	a	220,76	a	2,07	a

EI: efluente incorporado, EA: efluente acidificado, ES: efluente superficial, FM: fertilización mineral, T: testigo. Materia orgánica particulada (MOP), nitrógeno anaeróbico (Nan), actividad enzimática de la fosfatasa ácida (FAc), respiración microbiana (RM), carbono de la biomasa microbiana (CBM), coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>). Letras distintas indican diferencias estadísticas dentro de cada cultivo (p≤0,05).

## CONCENTRACIONES DE NITRATOS

Las aplicaciones de efluente porcino y FM incrementaron los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  del suelo en todos los cultivos evaluados, en relación con la situación T ( $p \leq 0,05$ ), difiriendo según la forma de aplicación, momentos y profundidades evaluadas. Estos incrementos responden a una rápida nitrificación del  $\text{NH}_4^+$  presente en el efluente y transformado de la urea, como así también al tipo de suelo y manejo. Aita y Giacomini (2008) y Pegoraro *et al.* (2014) reportaron rápidos incrementos en las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ , corroborando que el N- $\text{NH}_4^+$  de los efluentes porcinos fue rápidamente nitrificado. Aita *et al.* (2007) con aplicaciones de  $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N- $\text{NH}_4^+$  con el efluente porcino, verificaron que luego de 20 días desde la aplicación prácticamente la totalidad se había oxidado a  $\text{NO}_3^-$ .

Sobre el cultivo de maíz, luego de la primera aplicación de efluente porcino y FM, los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  se incrementaron en todas las profundidades ( $p \leq 0,05$ ) (Fig. 4.12 A). Cuando se analiza la distribución de los  $\text{NO}_3^-$  en el perfil del suelo, se observa que el incremento en el horizonte superficial es inmediatamente acompañado de una transferencia hacia los horizontes inferiores. La FM presentó los mayores contenidos de  $\text{NO}_3^-$  hasta 1,0 m de profundidad, mientras que las diferentes formas de aplicación variaron según la profundidad evaluada. En 0-0,2 m de profundidad, EA presentó similares concentraciones que FM, mientras que en 0,2-0,4 m lo fueron EA y ES. En 0,4-0,6 m ES continuó presentando altas concentraciones. En 0,6-1,0 m todas las alternativas de aplicaciones de efluente presentaron un comportamiento similar a FM, diferenciándose de la situación T. Mientras que en profundidad se mantuvo la tendencia, disminuyendo en menor medida los tratamientos ES y FM (Fig. 4.12 A).

Las diferentes formas de aplicación de efluente presentaron similares contenidos de  $\text{NO}_3^-$  hasta el 1,0 m de profundidad, diferenciándose en el último estrato (1,0-1,5 m) ES, quien presentó mayores contenidos. A su vez, EA y EI no se diferenciaron entre ellos (Fig. 4.12 A). Luego, a la madurez fisiológica del maíz, solo se observaron incrementos significativos de  $\text{NO}_3^-$  en las profundidades de 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m, siendo mayores para EI en la primera profundidad, y EI y FM en la segunda profundidad (Fig. 4.12 B).

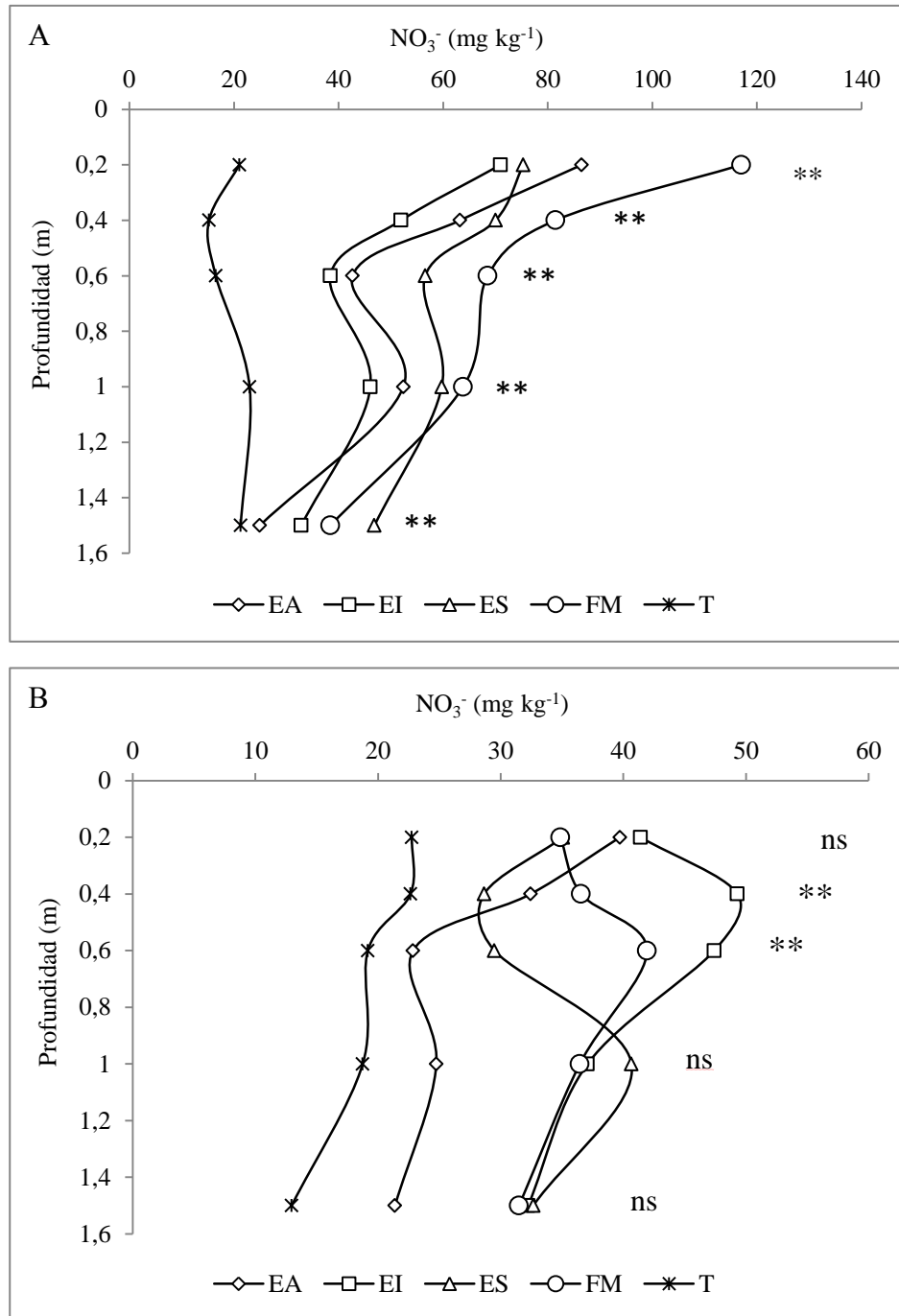


Fig. 4. 12. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo sobre el cultivo de maíz. A) En estadio de 6 hojas y B) En madurez fisiológica. \*\*Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,001$ ) \*Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,05$ ). ns: sin diferencias significativas.

Al segundo año consecutivo de aplicación de efluente, sobre el cultivo de soja en el estadio R1, FM presentó las mayores concentraciones  $\text{NO}_3^-$ . Este se diferenció de las

aplicaciones de efluente en los dos primeros estratos, y se igualó a ES en 0,4-0,6 m ( $p \leq 0,05$ ). Esta respuesta puede deberse a que la FM se aplicó al momento de la siembra, 30 días posteriores a la aplicación de efluente. En cuanto a las diferentes formas de aplicación de efluente porcino, en el estrato superficial las mismas no se diferenciaron entre ellas, mientras que en 0,2-0,4 y 0,4-0,6 m ES fue mayor que EI, sin diferir de EA ( $p \leq 0,05$ ) (Fig. 4.13).

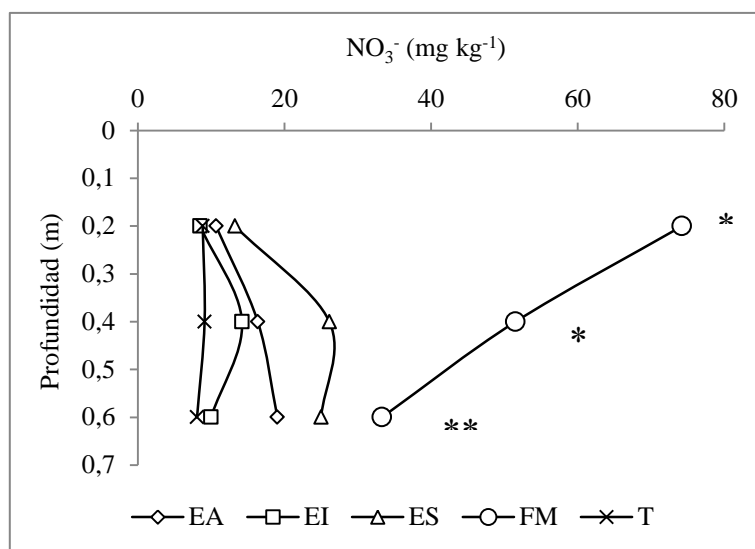


Fig. 4. 13. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo en estadio de R1 en soja. \*\* Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,001$ ) \* Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,05$ ).

Sobre el cultivo de trigo, el cual presentó una sola aplicación de efluente en presiembra, las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en el estadio de macollaje fueron mayores con FM seguido de ES. A su vez, las diferentes formas de aplicación de efluente no difirieron entre ellos (Fig. 4.14 A). Luego, en el estadio de antesis, las aplicaciones de efluente y FM no presentaron incrementos en superficie (0-0,2 m). Mientras que en profundidad ES presentó los mayores contenidos de  $\text{NO}_3^-$ , siendo estadísticamente diferente en 0,6-1,0 y 1,0-1,5 m, con respecto a T y FM. A su vez, en los últimos dos estratos las formas de aplicación presentaron similares concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  entre ellos (Fig. 4.14 B). Finalmente, en madurez fisiológica, los tratamientos tendieron a igualarse en la mayoría de las profundidades evaluadas. Sin embargo, se observó que EA presentó concentraciones

menores en 0-0,2 y 1,0-1,5 m de profundidad, en comparación con las demás formas de aplicación de efluente. Mientras que EI presentó un mayor contenido de  $\text{NO}_3^-$  en 1,0-1,5 m, con respecto a T. Por otro lado, la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del suelo, no presentó grandes variaciones en los diferentes estadios evaluados para los tratamientos EI y EA. Mientras que ES mostró las mayores concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  hasta el estadio de antesis, y luego disminuyó hacia la madurez fisiológica ( $p \leq 0,05$ ) (Fig. 4.14 C).

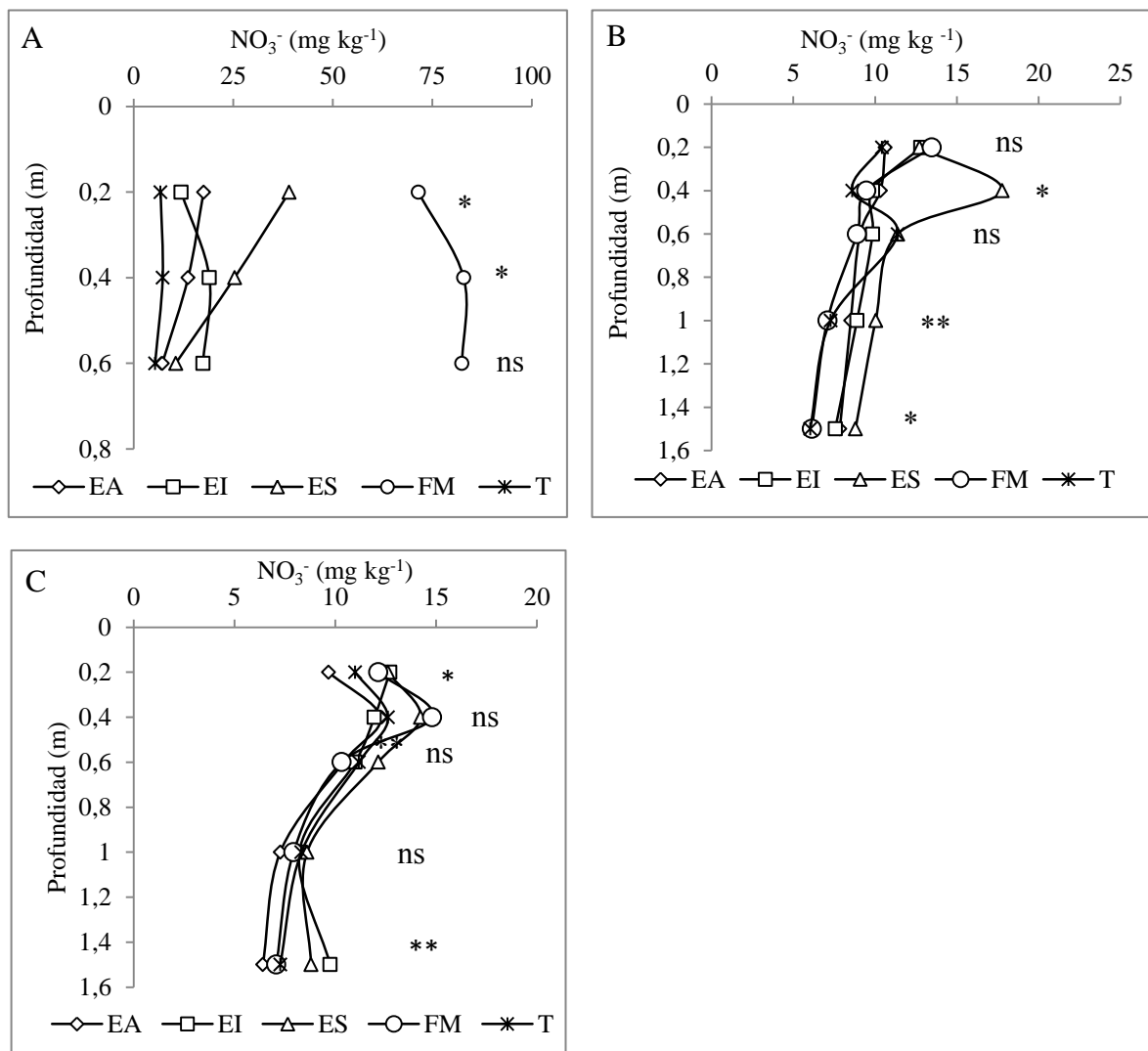


Fig. 4. 14. Concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el perfil del suelo sobre el cultivo de trigo. A) En estadio de macollaje, B) En estadio de antesis, C) En madurez fisiológica. \*\*Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,001$ ) \*Indica diferencias estadísticas entre los tratamientos dentro de cada profundidad ( $p \leq 0,05$ ), ns: sin diferencia significativa.



Sobre todos los cultivos evaluados, la FM alcanzó mayores concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en suelo, con relación a las aplicaciones de efluente. Esto puede deberse a diferencias en la disponibilidad de N, que varían cuando se emplean fertilizantes minerales o efluentes. Cuando se aplican fertilizantes minerales el N está disponible para ser utilizados por los cultivos de forma inmediata (Salazar Martínez Lagos *et al.*, 2015). Mientras que, cuando se aplican efluentes ocurren diferentes procesos que interfieren en la disponibilidad del N.

Una fracción del  $\text{NH}_4^+$  presente en el efluente puede ser inmovilizado por los microorganismos, el cual es inicialmente asociado con la fracción de MOS fácilmente mineralizable, constituida principalmente por células y residuos de células microbianas. Cuando los microorganismos mueren y sus residuos se descomponen, parte del N inmovilizado se mineraliza nuevamente (Terrero *et al.*, 2018). También, puede existir una inmovilización temporal del  $\text{NH}_4^+$  en los espacios interlaminares de los minerales de arcilla (Daudén y Quílez, 2004). Sørensen y Amato (2002) han demostrado que la inmovilización neta de N después de la aplicación de efluente es significativamente mayor que en una fertilización mineral. Estos procesos de inmovilización-mineralización complican la predicción del valor fertilizante del efluente, debido a que puede liberar N en años subsiguientes a la aplicación (Sieling *et al.*, 2014).

En cuanto a las formas de aplicación del efluente, se observó una modificación en el proceso de inmovilización-mineralización del N. En general cuando el efluente fue aplicado superficialmente se logró un rápido incremento de los  $\text{NO}_3^-$ , similar a la FM, con respecto a la situación T. Mientras que, cuando fue incorporado en el suelo o previamente acidificado, la nitrificación fue más lenta, presentando variaciones más paulatinas en el contenido de  $\text{NO}_3^-$  del suelo. En el caso de EI esto puede deberse a que cuando el efluente es mezclado con el suelo una alta proporción de microorganismos relacionados con la descomposición del efluente son protegidos en la matriz del suelo. Consecuentemente, una cantidad mayor de N es retenida en la biomasa microbiana liberándose durante el ciclo del cultivo, y en años subsiguientes (dos o tres años). Esto contribuye a una acumulación del NOS en el mediano largo plazo, que puede ser liberado de manera más lenta a lo largo del ciclo del cultivo (Sørensen y Amato, 2002; Costa *et al.*, 2014; Sieling *et al.*, 2014).

Resultados de Sørensen y Amato (2002) mostraron que la inmovilización inicial del N del efluente fue mayor cuando se incorporó en el suelo, con tasas de recuperación de N

de 41-45% luego de dos años desde la aplicación. A su vez, también está reportado que la acidificación del efluente produce retrasos en la nitrificación del  $\text{N-NH}_4^+$ , disminuyendo las pérdidas de  $\text{N-NO}_3^-$  (Fangueiro *et al.*, 2016). Por lo tanto, una proporción del N inmovilizado con EI y EA pudo haber sido remineralizado posteriormente. Este retraso en la nitrificación es importante para que los momentos de oferta de N coincidan con los de mayor requerimiento del cultivo, y de esta manera hacer un manejo más eficiente del N. Así, se puede afirmar que cuando el efluente se aplicó superficialmente el proceso de nitrificación fue más rápido que las demás formas de aplicación de efluente.

Además, existen otros factores que afectan la disponibilidad N del efluente, como las pérdidas de N por volatilización en forma amoniacal (Martínez *et al.*, 2017) o por desnitrificación debido a la presencia de MO fresca en el efluente (Gómez-Garrido *et al.*, 2018) y una liberación lenta del NO del efluente (Costa *et al.*, 2014; Sieling *et al.*, 2014). Por lo tanto, dichas diferencias podrían haber determinado los mayores valores de  $\text{NO}_3^-$  en suelo con FM con relación a los tratamientos con aplicación de efluente.

Estos resultados evidencian similar o mayor potencial de pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviación con la aplicación de FM con respecto a las aplicaciones de efluentes. Esto es consistente con lo reportado por Plaza-Bonilla *et al.* (2017) quienes encontraron que la disponibilidad de N es ligeramente menor cuando se aplican efluentes porcinos, comparados con la fertilización mineral. Por lo tanto, concluyen que la liberación del N aplicado con el efluente representaría un mecanismo útil para sincronizarse con las necesidades de los cultivos.

## **RENDIMIENTO Y N ABSORBIDO**

Las formas de aplicación del efluente modificaron el proceso de inmovilización-mineralización del N en el suelo, y por lo tanto la capacidad de producción y absorción por parte de los cultivos.

El cultivo de maíz logró incrementos en el rendimiento de grano y biomasa aérea del 16% y 24,6%, respectivamente, cuando el efluente fue incorporado en el suelo, con respecto a T ( $p \leq 0,05$ ). A su vez, el EI no difirió de EA y FM ( $p \leq 0,05$ ) (Tabla 4.7). En

cuanto al % de N en grano, los tratamientos no presentaron diferencias estadísticas entre ellos ( $p>0,05$ ), pero cuando se calculó el N absorbido en grano presentó el mismo comportamiento que el rendimiento. Mientras que, la concentración de N en la biomasa fue mayor con FM, ES y EA, comparado con T y EI ( $p\leq 0,05$ ). Esto resultó en un incremento en el N absorbido en la biomasa de un 89,7% cuando se utilizó FM, comparado con T ( $p\leq 0,05$ ). A su vez, las formas de aplicación de efluente no se diferenciaron de FM. Cuando se calculó el N absorbido total (grano + biomasa aérea) presentó una variación de 179 a 235 kg N ha<sup>-1</sup>, sin diferencia estadística entre los tratamientos, y con un porcentaje de recuperación de N aplicado que varió del 68 al 79% (Tabla 4.7).

Al segundo año, sobre el cultivo de soja, se observó un comportamiento diferente. Los tratamientos ES y EA incrementaron los rendimientos en un 112% y 79%, respectivamente, en comparación con T ( $p\leq 0,05$ ). Al igual que en el cultivo de maíz, la concentración de N en grano no se vio afectada por la FM o aplicación de efluente ( $p>0,05$ ). Sin embargo, cuando se calculó N absorbido en grano, el cultivo de soja presentó el mismo comportamiento que rendimiento. La biomasa aérea generada no fue modificada significativamente, pero se incrementó la concentración de N en la misma cuando se aplicó FM ( $p\leq 0,05$ ). Sin embargo, el N absorbido por la biomasa presentó el mismo comportamiento entre los tratamientos, diferenciándose el N absorbido total, siendo mayor en ES con respecto a T ( $p\leq 0,05$ ) (Tabla 4.7).

En cuanto al cultivo de trigo, se observó que el N absorbido por la biomasa aérea en diferentes estadios fenológicos, dependió del método de aplicación de efluente y del momento evaluado (Tabla 4.6). En macollaje, ES y FM incrementaron el N absorbido con respecto a T ( $p\leq 0,05$ ). A su vez, las distintas formas de aplicación de efluente no se diferenciaron entre sí, ni de FM ( $p>0,05$ ). Al momento de antesis, FM y ES continuaron con la misma tendencia, presentando mayor acumulación de N. Mientras que, EI y EA presentaron la misma absorción de N que la situación T. Finalmente, en el estadio de madurez fisiológica, FM obtuvo los mayores valores de N absorbido, mientras que los diferentes alternativas de aplicación de efluente no se diferenciaron entre ellas, pero sí de T ( $p\leq 0,05$ ) (Tablas 4.6 y 4.7).

El rendimiento de trigo respondió de manera similar a la absorción de N total. FM logró incrementos en el rendimiento del 86%, mientras que las diferentes formas de

aplicación de efluente incrementaron el rendimiento en un 57%, 56% y 50% para EI, EA y ES, respectivamente ( $p \leq 0,05$ ). La FM provocó el mayor rendimiento, sin embargo, no se diferenció estadísticamente de EI y EA ( $p > 0,05$ ). A su vez, las diferentes alternativas de aplicación tampoco se diferenciaron entre ellos ( $p > 0,05$ ) (Tabla 4.7). En cuanto al % de N en grano en trigo, FM presentó los mayores valores, incrementando un 0,41% de N. Luego, siguieron las aplicaciones de efluente con incrementos en un 0,26%, 0,18% y 0,25% para EI, EA y ES, respectivamente, sin diferenciarse entre ellas ( $p \leq 0,05$ ). Cuando se calculó el N absorbido en grano se obtuvo el mismo comportamiento. En cuanto a la producción de biomasa aérea, presentó la misma tendencia que rendimiento, con incrementos del 93%, 63%, 62% y 56% para FM, EI, EA y ES, con respecto a la situación T ( $p \leq 0,05$ ). En tanto, el % de N en la biomasa área (paja + granza) aumentó solo con la FM. Esto resultó en un incremento en el N absorbido cuando se utilizó FM y EI, comparado con T. A su vez, EA y ES no se diferenciaron de T. Cuando se calculó el N absorbido total (grano + biomasa aérea) los tratamientos volvieron a evidenciar la tendencia de rendimiento ( $FM > EI = EA = ES > T$ ) ( $p \leq 0,05$ ) (Tabla 4.7).

Tabla 4. 6. Nitrógeno absorbido ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) por el cultivo de trigo en los estadios de macollaje, antesis y madurez fisiológica bajo los distintos tratamientos evaluados.

Tratamientos	Macollaje		Antesis		Madurez Fisiológica	
EI	34,94	ab	72,21	c	129,72	b
EA	34,3	ab	70,08	c	117,69	b
ES	45,22	a	107,54	b	117,96	b
FM	48,78	a	158,74	a	174,66	a
T	21,08	b	51,94	c	67,46	c

EI: efluente incorporado, EA: efluente acidificado, ES: efluente superficial, FM: fertilización mineral y T: Testigo absoluto. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Tabla 4. 7. Producción y nitrógeno absorbido por los distintos cultivos bajo los diferentes tratamientos evaluados.

Cultivo	Tratamiento	Rendimiento (kg.ha <sup>-1</sup> )		Biomasa aérea (kg.ha <sup>-1</sup> )		N en grano (%)		N en biomasa (%)		N abs. en grano (kg.ha <sup>-1</sup> )		N abs. en biomasa (kg.ha <sup>-1</sup> )		N abs total (kg.ha <sup>-1</sup> )	
Maíz	EI	13722	a	24147	a	1,23	a	0,63	b	168	a	67	ab	235	a
	EA	12818	ab	20729	ab	1,26	a	0,69	a	161	ab	55	ab	216	a
	ES	11318	b	20717	b	1,23	a	0,66	a	139	b	62	ab	202	a
	FM	12501	ab	22670	ab	1,22	a	0,73	a	153	ab	74	a	226	a
	T	11789	b	19378	b	1,18	a	0,51	b	140	b	39	b	179	a
Soja	EI	1962	bc	8439	a	7,18	a	2,65	b	141	bc	222	a	362	b
	EA	2782	ab	7449	a	7,24	a	2,55	b	201	ab	192	a	393	ab
	ES	3302	a	7763	a	7,04	a	3	ab	234	a	233	a	467	a
	FM	2264	bc	8308	a	7,12	a	3,01	a	161	bc	255	a	417	ab
	T	1556	c	6612	a	7,16	a	2,79	b	111	c	187	a	298	b
Trigo	EI	6662	ab	13902	ab	1,59	b	0,3	b	107	b	22	b	130	b
	EA	6614	ab	13874	ab	1,51	b	0,24	c	101	b	17	bc	118	b
	ES	6385	b	13357	b	1,58	b	0,25	bc	101	b	17	bc	118	b
	FM	7908	a	16469	a	1,74	a	0,43	a	138	a	37	a	175	a
	T	4243	c	8551	c	1,33	c	0,25	bc	57	c	11	c	67	c

EI: efluente incorporado, EA: efluente acidificado, ES: efluente superficial, FM: fertilización mineral, T: testigo. Letras distintas indican diferencias estadísticas dentro de cada cultivo ( $p \leq 0,05$ ).

Todos los cultivos respondieron positivamente a la aplicación de efluente porcino. Sin embargo, el impacto de las distintas alternativas de aplicación varió en función del cultivo estudiado. Sobre maíz el EI fue quien más respuesta mostró en términos de producción, con incrementos similares a la FM. En cambio, en soja la aplicación superficial presentó el mayor rendimiento, con valores superiores a la FM. Mientras que, en trigo las diferentes formas de aplicación no difirieron entre ellos, presentando similares o menores producciones que FM (Tabla. 4.7). Estas diferencias encontradas pueden responder a diferentes factores, como el tipo de cultivo, la composición del efluente utilizado en cada momento, momento de la aplicación, condiciones climáticas de cada año, tipo de suelo, entre otras.

El incremento en el rendimiento y biomasa del cultivo de maíz cuando el efluente fue incorporado puede deberse a una mejor sincronización entre la entrega y demanda de N. Además, el EI presentó mayor capacidad de traslocar N de la biomasa aérea al grano, logrando mayor absorción de N en grano, hecho reflejado luego en el rendimiento. Esto puede deberse a que cuando el efluente es mezclado con el suelo el proceso de inmovilización-mineralización del N es modificando. Sørensen y Amato (2002) demostraron que cuando el efluente es incorporado una alta proporción de microorganismos relacionados con la descomposición del efluente son protegidos en la matriz del suelo. Consecuentemente, una mayor cantidad de N es retenida en la biomasa microbiana liberándose luego durante el ciclo del cultivo, y en los años subsiguientes. Además, estos resultados pueden deberse a una disminución de las pérdidas por volatilización, siendo más evidente sobre cultivos estivales con alto requerimiento de N. Por lo tanto, este método de aplicación retuvo más eficazmente el N dentro del sistema para una mejor utilización por parte del cultivo de maíz.

La respuesta favorable a las aplicaciones de efluente porcino sobre el cultivo de maíz concuerda con resultados de otros estudios. Sartor *et al.* (2012) reportaron que la producción de maíz se incrementó linealmente con las dosis de efluente porcino, logrando la aplicación de  $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de efluente mayor rendimiento que la FM. Estos autores lo atribuyeron a una mejora en la fertilidad del suelo. A su vez, Schröder *et al.* (2015) encontraron que la producción de MS de maíz para silaje respondió positivamente a la aplicación de efluente combinado con fertilizante fosforado. Mientras que, Carrizo *et al.*

(2014) reportaron que dosis de 60 y 120 kg N ha<sup>-1</sup> con efluente porcino resultaron en mayor producción de granos y biomasa aérea total comparado con un T. A su vez, Martínez *et al.* (2017) obtuvieron incrementos en los rendimientos grano, biomasa aérea y N absorbido en un cultivo de maíz, tanto con aplicaciones de efluentes solos o combinados con FM, con respecto a una situación control.

Sobre el cultivo de soja, en cambio, la mayor producción se obtuvo con la aplicación superficial. Esta respuesta podría estar más relacionada con la contribución P del efluente y su mantenimiento en el suelo (Tabla 4.4). Estos resultados son similares a los reportados en otros estudios, donde el rendimiento de soja se incrementó o mantuvo con aplicaciones de efluente porcino, con respecto a T y FM. Woli *et al.* (2013) con aplicaciones de 112 y 224 kg N ha<sup>-1</sup> con efluente porcino, reportaron incrementos en cinco de ocho sitios evaluados, y en ningún caso se evidenciaron disminuciones con respecto a situaciones T. A su vez, Rocha Junior *et al.* (2017) reportaron que el rendimiento mostró una tendencia a incrementarse (13%) con aplicaciones de 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de efluente porcino, con respecto a una dosis de 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, pero sin encontrar diferencias significativas. Por su parte, Maggi *et al.* (2013) y Faria Scherrer Menezes *et al.* (2017) encontraron que las aplicaciones de efluente porcino provocaban rendimientos similares a las fertilizaciones minerales.

Helmers *et al.* (2008) y Woli *et al.* (2013) destacan que la respuesta del rendimiento del cultivo de soja a las aplicaciones de estiércol porcino no se debe únicamente a la provisión de N. Entre otras causas sugieren efectos residuales, como el aporte de MO y otros nutrientes, incremento en la actividad microbiana, concentraciones de sustancias que imitan los efectos reguladores del crecimiento de los cultivos, u otros factores desconocidos presentes en el estiércol. Además, Schmidt *et al.* (2000) resaltan que aunque el efluente porcino no se ha aplicado tradicionalmente sobre este cultivo, existe la posibilidad de una respuesta agronómica favorable.

Sobre el cultivo de trigo, se observó claramente como la absorción de N del cultivo respondió a los cambios en las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo según el método de aplicación y el momento evaluado (Tabla. 4.6). Cuando el efluente fue aplicado superficialmente se logró un rápido incremento del N absorbido en los primeros estadios del cultivo, con respecto a la situación T. Mientras que, cuando fue incorporado en el suelo

o previamente acidificado, la absorción de N logró aumentos significativos hacia el final del ciclo del cultivo, en relación con la situación T. Si bien los tratamientos con aplicación de efluente no mostraron diferencias en la acumulación de N en madurez fisiológica, se puede observar un aumento más lentamente con EI y EA. El hecho de que EI y EA hayan presentado variaciones más paulatinas en el contenido de  $\text{NO}_3^-$  del suelo y en la absorción de N por el cultivo, en los diferentes estadios evaluados, puede ser consecuencia de un proceso más lento de nitrificación asociado a estas dos formas de manejo. Finalmente, una proporción del N inmovilizado pudo haber sido remineralizado, generando una mayor absorción de N en post-antesis para dichos tratamientos.

Esto difiere de lo encontrado por Kai *et al.* (2008) quienes registraron incrementos significativos en el rendimiento de trigo cuando el efluente fue acidificado, con respecto a efluente no acidificado. Por otro lado, Damian *et al.* (2018) obtuvieron mayor producción de MS y rendimiento de grano, cuando el efluente porcino fue inyectado comparado con la aplicación superficial y FM. Estos autores atribuyen dichos resultados a una mayor sincronización entre la liberación de N de los efluentes y la absorción de N por los cultivos, por una disminución de las pérdidas de N por volatilización y a un proceso más lento de nitrificación.

En cuanto a las diferencias encontradas entre las aplicaciones de efluente y FM sobre el cultivo de trigo, responde a las mayores concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en suelo con FM. Esto provocó un mayor incremento en el N absorbido por el cultivo de trigo en la mayoría de los estadios evaluados. Biau *et al.* (2012) sugirieron que estos resultados se deben a que cuando se emplean efluentes los nutrientes se inmovilizan inicialmente liberándose posteriormente y causando mejoras en la calidad del suelo. En cambio, estudios realizados por Sartor *et al.* (2012) evidenciaron un incremento lineal del rendimiento de trigo con las mayores dosis de efluente porcino, presentando en general para todos los años evaluados, la dosis de  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  mayor rendimiento que la FM. De igual manera, Sieling *et al.* (2014), evidenciaron mayor rendimiento de grano con las aplicaciones de efluente porcino comparado con FM. Es posible que esta respuesta se deba a las aplicaciones continuas de efluente, con un efecto residual causado por la mineralización de la fracción orgánica del efluente (Cela *et al.*, 2011).



Como se puede observar la mayoría de los antecedentes sobre uso agronómico de efluente porcino proporcionan información sobre la respuesta a dosis crecientes y a comparaciones con fertilizantes minerales. Por otra parte, la información sobre diferentes formas de aplicación de efluente porcino en los cultivos estudiados (maíz, soja y trigo) es limitada.

Se han reportado resultados sobre otros cultivos, como los encontrados por Costa *et al.* (2014) sobre una pastura, donde el rendimiento estuvo influenciado por el método de aplicación del efluente. Estos autores obtuvieron incrementos del rendimiento en un 45%, 62% y 77% con aplicación superficial, incorporación a 0,5 m de profundidad e incorporación a 0,1 m de profundidad, respectivamente. A su vez, la incorporación de efluente porcino en el suelo en ambas profundidades condujo a mayores rendimientos de MS, y este aumento fue proporcional a la profundidad de aplicación. Por otro lado, Groot *et al.* (2007) en un estudio de 4 años observaron que la inyección de estiércol resultó en una mayor recuperación de N en pasturas (42%) que con aplicación superficial (26%).

Sobre un cultivo de avena, Fangueiro *et al.* (2015) reportaron incrementos en la producción de biomasa y N absorbido cuando se aplicó efluente bovino, con respecto a un control, pero sin diferencias entre las distintas alternativas de aplicación (acidificado, superficial e incorporado). Mientras que Park *et al.* (2018) obtuvieron menor absorción de N sobre un cultivo de raigrás al aplicar efluente acidificado, atribuyéndoselo a una inhibición del  $\text{NH}_4$  aplicado con el efluente porcino.

Las diferencias en los resultados obtenidos por los distintos autores pueden estar asociadas a la heterogeneidad que presentan los efluentes. Además, existen otros factores que influyen en la respuesta de los indicadores de calidad de suelo y de los cultivos, como las prácticas de manejo agronómicas, el tipo de cultivo, las dosis empleadas, el momento y profundidad de muestreo, tipo de suelo, entre otras. Por otro lado, las condiciones edafológicas y climáticas locales, así como los factores bióticos, también son factores determinantes que actúan sobre los procesos de mineralización y humificación de los nutrientes y de la MOS.

## CONCLUSIONES

Las diferentes alternativas de aplicación de efluente porcino provocaron efectos similares sobre la mayoría de los indicadores químicos y microbiológicos de calidad del suelo. En general, las aplicaciones de efluente porcino provocaron incrementos sobre el COS, NOS, MOP,  $\text{NO}_3^-$ , Pe y FAc, con respecto a las aplicaciones de FM y situaciones T. Sin embargo, se evidenció incrementos en la CE y disminuciones en el pH. Por lo tanto, dichos indicadores deberían ser monitoreados a mediano y largo plazo, con la finalidad de evitar impactos negativos sobre la calidad edáfica.

En cuanto a las diferentes alternativas de aplicación, solo sobre el cultivo de soja, el Nan y RM se incrementó con efluente incorporado, pudiendo responder al mayor aporte de residuos vegetales como consecuencia de la mayor producción de biomasa aérea con dicho tratamiento. Sobre el cultivo de trigo, la aplicación superficial fue la que presentó mayor eficiencia metabólica de los microorganismos para el uso de los nutrientes.

Las formas de aplicación incorporado y acidificado fueron más eficientes en retener N dentro del sistema suelo-planta sobre el cultivo de maíz. Mientras que, sobre el cultivo de trigo, las diferentes formas de aplicación de efluente porcino presentaron similares retenciones del N. Esta respuesta puede deberse a que las condiciones climáticas invernales favorecen la disminución de pérdidas de N por volatilización. En cambio, la respuesta sobre el cultivo de soja podría estar relacionado a la compensación de las pérdidas de N por volatilización con la fijación biológica de N. Además, este cultivo respondió al mantenimiento de P en el suelo por el aporte que se realizó con el efluente.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aita, C., Giacomini, S. J., y Hübner, A. P. (2007). Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42(1), 95–102.
- Aita, C., y Giacomini, S. J. (2008). Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 32(5), 2101–2111.
- APHA-Association American Public Health. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th Edition. Washington DC, USA.
- Astier-Calderón, M., Maass-Moreno, M., y Etchevers-Barra, J. (2002). Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*, 36(5), 605–620.
- Balota, E. L., Machineski, O., Priscila, E., y Truber, V. (2010). Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 45(5), 515–521.
- Balota, E. L., Machineski, O., Hamid, K. I. A., Yada, I. F. U., Barbosa, G. M. C., Nakatani, A. S., y Coyne, M. S. (2014). Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Science of the Total Environment*, 490, 397–404.
- Biau, A., Santiveri, F., Mijangos, I., y Lloveras, J. (2012). The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, 53, 56–61.
- Bócoli, M. E., Mantovani, J. R., Miranda, J. M., Marques, D. J., y Da Silva, A. B. (2016). Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(1), 42–48.
- Boitt, G., Schmitt, D. E., Gatiboni, L. C., Wakelin, S. A., Black, A., Sacomori, W., Cassol,

- P. C., y Condron, L. M. (2018). Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. *Geoderma*, 321, 164–172.
- Bosch-Serra, A. D., Ortiz, C., Yagüe, M. R., y Boixadera, J. (2015). Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. *European Journal of Agronomy*, 67, 27–36.
- Bremmer, J. (1965). Inorganic forms of nitrogen. En: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Evans, D., White, J., Ensminger, L., y Clark, F (eds.). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. pp. 1179-1237.
- Bremmer, J. (1996). Nitrogen-Total. En: *Methods of soil analysis: Chemical methods. Part 3*. Sparks, D., Page, A., Loeppert, R., Soltanpour, P., Tabatabai, M. A., Johnston, C., y Summer, M. (eds.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. pp. 1085–1121.
- Brunetto, G., Comin, J. J., Schmitt, D. E., Guardini, R., Mezzari, C. P., Oliveira, B. S., Pires de Moraes, M., Colpo Gatiboni, L., Lovato, P. E., y Ceretta, C. A. (2012). Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 36(5), 1620–1628.
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., y Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo*, 25(2), 173–178.
- Carrizo, M. E., Alesso, C. A., Girello, G., Capeletti, M., Micheloud, H., y Imhoff, S. (2014). Rendimiento de maíz y cambios en propiedades edáficas luego de la aplicación de efluentes líquidos porcinos. *FAVE Sección Ciencias Agrarias*, 13(1), 51–62.
- Cela, S., Santiveri, F., y Lloveras, J. (2011). Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy*, 34, 257–262.
- Comin, J. J., Loss, A., Da Veiga, M., Guardini, R., Schmitt, D. E., Victoria De Oliveira, P. A., Filho, P. B., Couto, R., Benedet, L., Vilmar Müller, J., Brunetto, G. (2013).

- Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, 51(5), 459–470.
- Costa, M., Shigaki, F., Alves, B., Kleinman, P., y Pereira, M. (2014). Swine manure application methods effects on ammonia volatilization, forage quality, and yield in the Pre-Amazon Region of Brazil. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 74(3), 311–318.
- Cruz, A. B., Barra, J. E., Castillo, R. F., y Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*, 13(2), 90–97.
- Damian, J. M., Muraro, D. S., Basso, C. J., Silva, A. N. da, Pinto, M. A. B., y Santi, A. L. (2018). Strategies for fertilization with pig and cattle slurry in wheat crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, (4), 261–266.
- Daudén, A., y Quílez, D. (2004). Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy*, 21(1), 7–19.
- Divito, G. A., Rozas, H. R. S., Echeverria, H. E., Studdert, G. A., y Wyngaard, N. (2011). Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 114, 117–126.
- Doran, J. W., y Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. En: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F., Stewart, B. A., Doran, J. W., y Parkin, T. B. (eds.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison. pp. 3–21.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., Cardenas, L., Trindade, H., Cunha-Queda, C., Vasconcelos, E., y Cabral, F. (2010). Nitrogen mineralization and CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils*, 46(4), 383–391.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., y Vasconcelos, E. (2013). Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 176(4), 540–550.

- Fangueiro, D., Hjorth, M., y Gioelli, F. (2015). Acidification of animal slurry– a review. *Journal of Environmental Management*, 149, 46–56.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Fraga, I., Monteiro, F. G., Cabral, F., y Coutinho, J. (2016). Acidification of animal slurry affects the nitrogen dynamics after soil application. *Geoderma*, 281, 30–38.
- Faria Scherrer Menezes, J., Pina Da Silva, M., Cardozo Gonçalves Cantão, V., Oliveira Caetano, J., De Melo Benites, V., Wilk Baião Campos, G., y Lobato Rodrigues dos Santos, B. (2017). Long-term application of swine manure on soybean grown in no-till system in Savannah soils. *African Journal of Agricultural Research Full*, 12(7), 487–493.
- Ferreras, L., Toresani, S., Bonel, B., Fernández, E., Bacigaluppo, S., Faggioli, V., y Beltrán, C. (2009). Parámetros químicos y biológicos indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia Del Suelo*, 27(1), 103–114.
- Giacomini, S. J., Aita, C., Jantalia, C. P., y Urquiaga, S. (2009). Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 44(7), 761–768.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Lourenzi, C. R., Lorensini, F., Tiecher, T. L., Vieira, R. C. B., Trentin, G., Basso, C. J., Miotto, A., y Brunetto, G. (2013). Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95(1), 115–131.
- Gómez-Garrido, M., Faz-Cano, A., Martínez-Martínez, S., Carmona-Garcés, D., y Büyükkiliç-Yanardag, A. (2018). Nitrogen dynamic and leaching in calcareous soils amended with pig slurry. En: *Soil management and climate change: Effects on organic carbon, nitrogen dynamics, and greenhouse gas emissions*. Muñoz, M. Á., y Zornoza, R. (eds.). pp. 171–187.
- Groot, J. C. J., Van Der Ploeg, J. ., Verhoeven, F. P. M., y Lantinga, E. A. (2007). Interpretation of results from on-farm experiments: Manure-nitrogen recovery on grassland as affected by manure quality and application technique. 2. A sociological

- analysis. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 54(3), 255–268.
- Hao, X., y 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(1), 89–103.
- Helmers, M. J., Moody, L. B., y Burns, R. (2008). Literature review utilization of manure nutrients for soybean crop production. Iowa State University Extension. National Pork Board. Iowa, Estados Unidos. 17 pp.
- Hernández, D., Polo, A., y Plaza, C. (2013). Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 44, 78–86.
- Hernández García, D. (2006). Utilización del purin de cerdo como enmienda orgánica en suelos degradados: valorización agronómica y ambiental. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España.
- INTA. (1978). Carta de suelos de la República Argentina Hoja 3363-17. Buenos Aires.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J. E., Hansen, M. N., y Sommer, S. G. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28(2), 148–154.
- Keeney, D., y Nelson, D. (1982). Nitrogen inorganic forms. En: *Methods of Soil Analysis*. Part 2 Page, A., Miller, R., y Keeney, D (eds.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. pp 643-698.
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S. H., Ding, L., Liu, Q., Liu, S., y Fan, T. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma*, 158(3–4), 173–180.
- Liu, F., Mitchell, C. C., Odom, J. W., Hill, D. T., y Rochester, E. W. (1998). Effects of swine lagoon effluent application on chemical properties of a loamy sand. *Bioresourcer Technology*, 63, 65–73.

- Lourenzi, C. R., Ceretta, C. A., Silva, L. S. Da, Giroto, E., Lorensini, F., Tiecher, T. L., De Conti, L., Trentin, G., y Brunetto, G. (2013). Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 37(1), 157–167.
- Maggi, C. F., Freitas, P. S. L. de, Sampaio, S. C., y Dieter, J. (2013). Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. *Engenharia Agrícola*, 33(2), 279–290.
- Martínez, E., Maresma, A., Biau, A., Berenguer, P., Cela, S., Santiveri, F., Michelena, A., y Lloveras, J. (2017). Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment. *Field Crops Research*, 214, 341–349.
- Meade, G., Lalor, S. T. J., y Cabe, T. M. C. (2011). An evaluation of the combined usage of separated liquid pig manure and inorganic fertiliser in nutrient programmes for winter wheat production. *European Journal of Agronomy*, 34(2), 62–70.
- Morales, D., Oliveira, M. P. de, Taffe, B. L., Comin, J., Soares, C. R., y Lovato, P. (2016). Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. *Ciencia Rural*, 46(2), 260–266.
- Park, S. H., Lee, B. R., Jung, K. H., y Kim, T. H. (2018). Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by  $^{15}\text{N}$ -urea flux. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 31(3), 457–466.
- Pegoraro, V. R., Boccolini, M., Aimetta, M. B., Baigorria, T., y Cazorla, C. R. (2014). Influencia de la aplicación de efluente porcino sobre propiedades químicas y biológicas de un Argiudol típico (Córdoba, Argentina). *Ciencia del Suelo*, 32(2), 283–289.
- Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Bareche, J., Arrúe, J. L., Lampurlanés, J., y Álvaro-Fuentes, J. (2017). Do no-till and pig slurry application improve barley yield and water and nitrogen use efficiencies in rainfed Mediterranean conditions? *Field*



Crops Research, 203(203), 74–85.

- Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J. C., y Polo, A. (2004). Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1577–1585.
- Ramírez, M., Ancín, A., Mangado Urdániz, J., Irañeta Goikoa, I., Codovín Arandía, L., Iñigo Basterra, J., y Bildarratz Berrenetxea, G. (2014). Mejores Técnicas Disponibles (MTDs). Gestión de estiércoles y purines. Navarra Agraria N° 203, INTIA. Navarra, España.
- Ratto, S., y Giuffré, L. (2011). Ambiente y edafología. En: Edafología, bases y aplicaciones ambientales argentinas. Conti, M., y Giuffré, L (eds.). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina. pp. 549–569.
- Roboredo, M., Fanguero, D., Lage, S., y Coutinho, J. (2012). Phosphorus dynamics in soils amended with acidified pig slurry and derived solid fraction. *Geoderma*, 189–190, 328–333.
- Rocha Junior, P. R. da, Pires, F. R., Lima, M. M., Menezes, J. F. S., y Viana, D. G. (2017). How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. *Catena*, 157, 205–212.
- Salazar Martínez Lagos, F., Alfaro, M., Rosas, M., Rampoldi, E., y Macías, F. (2015). Factores edafoclimáticos que afectan las emisiones de amoníaco por aplicación de urea y purín de lechería en Andosoles. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science, Ex Agro-Ciencia*, 30, 15–28.
- Sartor, L. R., Assmann, A. L., Assmann, T. S., Bigolin, P. E., Miyazawa, M., y Carvalho, P. C. de F. (2012). Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 36(2), 661–669.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., y Vanni, G. (1997). Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61(1), 35–43.

- Schmidt, J. P., Schmitt, M. A., Randall, G. W., Lamb, J. A., Orf, J. H., y Gollany, H. T. (2000). Swine manure application to nodulating and nonnodulating soybean. *Agronomy Journal*, 92(5), 987–992.
- Schröder, J. J., Vermeulen, G. D., Van der Schoot, J. R., van Dijk, W., Huijsmans, J. F. M., Meuffels, G. J. H. M., y van der Schans, D. A. (2015). Maize yields benefit from injected manure positioned in bands. *European Journal of Agronomy*, 64, 29–36.
- Sieling, K., Ni, K., y Kage, H. (2014). Application of pig slurry- First year and residual effects on yield and N balance. *European Journal of Agronomy*, 59, 13–21.
- Sørensen, P., y Amato, M. (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16(2), 81–95.
- Sørensen, P., y Eriksen, J. (2009). Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131(3–4), 240–246.
- Sousa, F. A., Silva, E. D. B., Campos, A. T., Martins Gandini, A. M., Correa, J. M., y Graziotti, P. H. (2014). Microbial activity and production of coffee crops after fertilization with pig slurry. *Bioscience Journal*, 30(4), 1041–1049.
- Terrero, M. A., Faz, Á., Ondoño, S., y Muñoz, M. Á. (2018). Impacts of raw and purified pig slurry on carbon and nitrogen contents in Mediterranean agricultural soil. En: *Soil management and climate change: Effects on organic carbon, nitrogen dynamics, and greenhouse gas emissions*. Muñoz, M., y Zorzona, R. (eds.). pp. 207–219.
- Tiecher, T., Tiecher, L. T., Kochem Mallmann, F. J., Zafar, M., Ceretta, A. C., Lourenzi, C. R., Brunetto, G., Colpo Gatiboni, L., y Rheinheimer dos Santos, D. (2017). Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 41, 1–16.
- Tlustoš, P., Hejman, M., Kunzová, E., Hlisnikovský, L., Zámečnicková, H., y Száková, J. (2018). Nutrient status of soil and winter wheat (*Triticum aestivum* L.) in response to long-term farmyard manure application under different climatic and soil physicochemical conditions in the Czech Republic. *Archives of Agronomy and Soil*

Science, 64(1), 70–83.

- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., y Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137(1–2), 39–46.
- Wienhold, B. J. (2005). Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 206.
- Woli, K. P., Rakshit, S., Lundvall, J. P., Sawyer, J. E., y Barker, D. W. (2013). Liquid swine manure application to soybean and residual-year nitrogen supply to corn. *Soil Science Society of America Journal*, 77(5), 1684.
- Yagüe, M. R., Bosch-Serra, Á. D., Antúnez, M., y Boixadera, J. (2012). Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment*, 438, 218–224.
- Yanardağ, I. H., Zornoza, R., Bastida, F., Büyükkiliç-Yanardağ, A., García, C., Faz, A., y Mermut, A. R. (2017). Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. *Geoderma*, 295, 1–9.

## **CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES GENERALES Y CONSIDERACIONES FINALES**

## CONCLUSIONES GENERALES

El volumen y distribución de efluente porcino se concentra en las pedanías pertenecientes a los departamentos sur-sureste de la provincia de Córdoba, y es el departamento de Marcos Juárez uno de los que más existencia presenta. Se evidenció que la mayoría de los productores porcinos pertenecientes a este departamento realizaban un manejo inadecuado de los efluentes que generaron. Una alta proporción de productores presentaron sistemas de almacenamiento y tratamiento mal diseñados, reteniendo los efluentes en fosas o lagunas sin impermeabilizar por periodos prolongados de tiempo.

Si bien los productores reconocieron el valor agronómico de los efluentes porcinos, ignoraron que dosis, en que momentos y en qué forma deben aplicar los efluentes para maximizar el uso de sus nutrientes. Esto se manifiesta en los indicadores de calidad de suelo, donde se observa que suelos con aplicaciones prolongadas de efluente porcino presentaron incrementos en la CE y elevados contenidos de Pe. Para evitar o minimizar impactos ambientales negativos, los productores deberían adoptar las mejores prácticas agrícolas disponibles. Por lo tanto, conocer la forma en que se encuentran los nutrientes del efluente, permitirá optimizar el uso de éstos y mantener la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

En función de la falta de información a nivel local, en condiciones de siembra directa, surgió la necesidad de evaluar distintas alternativas de aplicación de efluente porcino para ser más eficientes en el uso de los nutrientes que se aportan. Se corroboró que las formas de aplicación evaluadas (superficial, incorporada y acidificada) provocaron similares efectos sobre la mayoría de los indicadores de calidad del suelo. En general, las aplicaciones de efluente porcino provocaron incrementos sobre el COS, NOS, MOP,  $\text{NO}_3^-$ , Pe y FAc, con respecto a las aplicaciones de FM y situaciones T. Sin embargo, al igual que en los lotes que recibieron aplicaciones continuas de efluente, también se evidenció incrementos en la CE. Por lo tanto, este indicador debería ser monitoreado a mediano y largo plazo, con la finalidad de evitar impactos negativos sobre la calidad del suelo.

A su vez, las formas de aplicación incorporado y acidificado fueron más eficientes en retener N dentro del sistema suelo-planta sobre el cultivo de maíz. Mientras que, sobre el cultivo de trigo, las diferentes formas de aplicación de efluente porcino presentaron

similares retenciones del N. En cambio, la respuesta sobre el cultivo de soja la aplicación superficial provocó mayores producciones, lo cual está relacionado a la compensación de las pérdidas de N con la fijación biológica de N, y al mantenimiento de P en el suelo por el aporte que se realizó con el efluente.

Finalmente, el uso agronómico de efluente porcino sobre cultivos agrícolas extensivos es capaz de sustituir satisfactoriamente a la fertilización mineral. Esto se debe al aporte de nutrientes que se realizan con los efluentes, ofreciendo una alternativa viable desde el punto de vista ambiental y agronómico a la gestión de este residuo y promoviendo una economía circular en los sistemas productivos agrícola-porcinos.

## **CONSIDERACIONES FINALES**

Conocer el potencial y la distribución de efluente porcino generado en la provincia de Córdoba permitirá generar planes de gestiones específicas para cada sitio. Se deberá poner especial énfasis en los departamentos con mayor concentración animal, los cuales consecuentemente generan mayor cantidad de efluentes. Uno de estos casos sería el departamento Marcos Juárez, donde se ha observado a partir de las encuestas realizadas un déficit en la gestión de estos residuos.

Para minimizar impactos negativos en el ambiente, es necesario desarrollar prácticas de manejo que perduren en el tiempo. Es necesario adecuar las instalaciones de encierre de los animales, para facilitar los sistemas de limpieza y recolección de los efluentes. Además, diseñar correctamente los sistemas de almacenamiento, que garanticen su impermeabilidad y los tiempos de retención necesarios hasta el momento de su uso agronómico. También, se deben diseñar correctamente los sistemas de tratamiento en función del destino final que se le dará a los efluentes. En caso de ser volcados a cursos de agua, los sistemas de tratamiento deben garantizar los límites admisibles por cada normativa provincial y/o nacional.

Al momento de realizar un uso agronómico de los efluentes, es necesario que se implementen planes de aplicación adecuados para cada sitio (Resolución 29/17), donde se tengan en cuenta cultivos, momentos, dosis y formas de aplicación para hacer un uso más eficiente de los nutrientes presentes en el efluente. Una alternativa podría ser dosificar el efluente en función de la concentración de P o combinar las aplicaciones de efluente con fertilización mineral con el objetivo de proporcionar los nutrientes necesarios para los cultivos, evitando aplicaciones en exceso de uno o más nutrientes específicos. Finalmente, es necesario monitorear en forma continua la calidad del suelo donde se realizan aplicaciones de efluente porcino para prevenir deterioros de los sistemas agrícolas.

## **FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN**

Es necesario generar líneas de investigación para calcular los volúmenes de efluente generados a nivel provincial y nacional. Los coeficientes bibliográficos

internacionales pueden diferir entre países, debido a los distintos manejos que se realizan en la producción porcina. Además, es importante continuar líneas de investigación extendidas en el tiempo, que busquen conocer las consecuencias del uso agronómico de efluente porcino sobre otros recursos naturales, como el agua y el aire. Evaluar su efecto bajo diferentes escenarios y situaciones, como por ejemplo su aplicación en diferentes cultivos extensivos, diferentes condiciones edafoclimáticas o aplicaciones consecutivas en el mismo suelo durante varios años, permitirá establecer estrategias de aplicación que optimicen su uso sin causar consecuencias adversas sobre el ambiente, la salud animal y humana.

La generación de información y el desarrollo de tecnologías adecuadas son indispensables para comenzar a instaurar e incentivar la reutilización de estos residuos como enmiendas en los sistemas agrícolas. De esta manera se logrará convertir una de las principales externalidades asociadas a nuestros sistemas productivos en una valiosa fuente de nutrientes. Por lo tanto, los resultados de este trabajo de tesis pretenden ser un aporte de información a investigadores para generar nuevas líneas de investigación y para los decisores de políticas públicas con la finalidad de adecuar actuales normativas en función de los antecedentes brindados.



## **ANEXO**

## ANEXO 1

### Encuesta sobre gestión de efluentes porcinos



#### ENCUESTAS PARA PRODUCTORES PORCINOS

Marque con una X lo que corresponda;

.....Completar con la pregunta correspondiente

#### INFORMACIÓN GENERAL

**Encargado de la encuesta:**

**Informante:**

**Propietario:**

**Teléfono:**

**Establecimiento:**

**e-mail:**

**Dirección:**

**Coordenadas:**

**Localidad/Provincia:**

**Fecha:**

#### 1. Información del Establecimiento

##### 1.1. Sistema de producción:

A campo

Semi-estabulado.

¿Qué categoría estabula?.....

¿Cantidad de animales estabulados?.....

Estabulado/Intensificado.

Otro (especificar).....

##### 1.2. Tipo de ciclo y número de animales

Ciclo Completo.

¿Cantidad de madres?.....(pasar a

1.4)

Ciclo Incompleto. (pasar a 1.3 y 1.4)

##### 1.3. Ciclo Incompleto

Criador de lechones (hasta 18 kg). ¿Cantidad de madres?.....

Criador de cachorro (hasta 30-40 kg). ¿Cantidad de madres?.....

Engordador. ¿Cantidad de animales engordados/año?.....

##### 1.4. ¿Posee sistema de cama profunda?

Si. Cuántos?.....

No

#### 2. Información del Galpón de encierre

**2.1. Tipo de piso:**

**2.3. Procedencia del agua utilizada:**

<input type="checkbox"/> Hormigón común	<input type="checkbox"/> Red de agua
<input type="checkbox"/> Hormigón/Plástico tipo Slats (pisos ranurados)	<input type="checkbox"/> Pozo
<input type="checkbox"/> Tierra	<input type="checkbox"/> Otro.....
<input type="checkbox"/> Cama caliente (residuo vegetal + estiércol)	<b>2.4. Tiempo del lavado con agua (horas):</b> .....
<input type="checkbox"/> Otro (especificar).....	<b>2.5. Total Gasto de agua (l/día):</b> .....
<b>2.1. Limpieza:</b>	<b>2.6. Frecuencia de limpieza (veces/semana):</b> .....
<input type="checkbox"/> Agua con manguera	
<input type="checkbox"/> Agua con hidro lavadora	
<input type="checkbox"/> Agua con balde	
<input type="checkbox"/> Raspador manual	
<input type="checkbox"/> Raspador mecánico	

**3. Información sobre Manejo de efluentes**

<b>3.1. ¿Conoce el volumen/peso de efluentes/residuos producidos (semana-mes o año)?</b>	<b>3.3. Lugar del Manejo de efluentes/residuos</b>
<input type="checkbox"/> Si. Cuánto? .....	<input type="checkbox"/> Dentro del establecimiento/predio
<input type="checkbox"/> No	<input type="checkbox"/> Fuera del establecimiento (vertido a curso de agua) (pasar a 7)
<b>3.2. ¿Cómo realiza el traslado y/o recolección de efluentes/residuos (desde el galpón de encierre a otro sitio)?</b>	<input type="checkbox"/> Ambos
<input type="checkbox"/> Mecanizado (bomba)	
<input type="checkbox"/> Mecánico (palas frontales, otras)	
<input type="checkbox"/> Pasivo (tuberías, canaletas)	
<input type="checkbox"/> No hay	

Otros.....

#### 4. Información sobre Sistemas de Manejo

##### 4.1. ¿Realiza separación de sólidos?

Si (pasar a 4.2 y 4.3)

No (pasar a 4.3)

##### 4.2. Método de separación de sólidos

Sedimentación con floculantes

Parrillas/Rejillas

Tornillo prensa

Decantación y remoción

manual/mecánica

Otro .....

##### 4.3. Sistema de tratamiento

Sin tratamiento

Laguna anaeróbica

(profundidad > 3 m) con lagunas posteriores

Laguna anaeróbica

(profundidad > 3 m) sin lagunas posteriores

Almacenamiento sólido en pilas

(compostaje)

Digestor anaeróbico

Cámara séptica

Otros .....

#### 5. Información sobre sistema de almacenamiento (laguna, pozo, cámara)

##### 5.1. Material de construcción de piso:

Hormigón

Membrana impermeable sellada

Membrana impermeable sin sellar

Tierra

Otro .....

##### 5.2. Diseño:

Cuadrado

Rectangular

##### 5.3. Tamaño (m):

Largo:

Ancho:

Profundidad:

Diámetro:

##### 5.4. Vierte otros líquidos/residuos

junto con el efluente

Si. ¿Cuáles?.....

No

Circular

## 6. Información sobre disposición final

### 6.1. Disposición final

Aplica el efluente al suelo (seguir en punto 6)

Descarga el efluente a cursos de agua superficiales (pasar a 7)

Otro .....(pasar a 7)

### 6.2. Equipo de aplicación

Propio. ¿Tipo de equipo?.....

Arrendado. ¿Costo/litro? .....

### 6.3. Frecuencia de aplicación

Semanal

Cada 15 días

Mensual

Cada 3 meses

Cada 6 meses.

¿Estación del año?.....

> 1 año.

¿Estación del año?.....

### 6.4. Utilización

Cultivos perennes

### 6.5. ¿Realiza/ó análisis de los efluentes para conocer su composición?

Si. ¿Cuáles?

No

### 6.7. ¿Realiza/ó análisis de suelo previo a la aplicación de efluentes?

Si. Cuáles?

No

### 6.8. ¿Qué criterio utiliza para aplicar?

Por rebalsamiento o acumulación de sedimentos/sólidos.

Dosis en litros. ¿Cuál? .....

Dosis según concentración de nutrientes del efluente. ¿Cuál? .....

Según requerimientos de los cultivos. (nutrientes del efluente + nutrientes en suelo). ¿Cuál? .....

### 6.9. ¿Aplica fertilización mineral en sitios con aplicación de efluente?

Si

¿Cuáles? .....

No

Cultivos

anuales.

¿Cuáles?.....

Otros. ¿Cuáles?.....

## 7. Otros

**7.1. ¿Conoce alguna legislación que regule el Manejo de los efluente/residuos ganaderos?**

Si. ¿Cuáles? .....

No

**7.3. ¿Conoce tecnologías apropiadas para el tratamiento?**

Si. ¿Cuáles? .....

No

**7.2. ¿Conoce el impacto de la aplicación al suelo y/o vertidos al agua?**

Si

No

## 8. Observaciones

¿Tiene Lotes con aplicación de efluente continuo?

¿Hace cuantos años que aplica efluente en un mismo lote?

¿Está interesado en participar de un muestreo de efluente y suelo?

(Información para luego realizar el monitoreo de suelo)

## ANEXO 2

### Descripción de los perfiles típicos de suelo

#### **Serie MARCOS JUÁREZ**

**Símbolo: MJ**

**Argiudol típico, limosa fina, mixta, térmica**

**Índice de Productividad: 90**

**Capacidad de uso: I**

Es un suelo oscuro, profundo y bien drenado de las lomas casi planas (altos planos del primer escalón), desarrollado sobre un sedimento loésico de textura franco limosa, con una amplia aptitud para cultivos, forrajes y pasturas, aunque presentan una ligera limitación climática. La capa arable hasta una profundidad de 20 ó 23 cm (horizonte A) es de color pardo grisáceo muy oscuro, de textura franco limosa y con una estructura en bloques y granular. En la base de este horizonte es muy común en la zona, la presencia de un piso de arado. Hacia abajo, pasa gradualmente a otro horizonte más arcilloso (horizonte B<sub>1</sub>) que se extiende aproximadamente desde 26 a 30 cm hasta más o menos los 66 cm. Su color es pardo a pardo oscuro, su estructura prismática y presenta abundantes barnices en las caras de los agregados. La transición entre el B<sub>1</sub> y el loess del substrato (horizonte C) es muy gradual. Este último se encuentra a una profundidad promedio de 95 cm a 1 m; es un material franco limoso, suelto y con calcáreo tanto diseminado en la masa como en concreciones a partir de 140 a 150 cm. Los suelos de esta Serie son fértiles y productivos, con buena capacidad de retención de humedad; se los usa tanto para agricultura intensiva o extensiva como para ganadería, aunque presenta como se indicó anteriormente una ligera limitación climática. El espesor del suelo superficial puede variar debido al estado de erosión del suelo (sobre las pendientes hacia el río Carcarañá y arroyo tortugas).

Descripción del perfil típico:

Un perfil típico de esta Serie se describe a continuación y fue extraído a 13,5 Km al Norte de Marcos Juárez, departamento Marcos Juárez, provincia de Córdoba.

*A<sub>p</sub> 0-19 cm; color en húmedo pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2); color en seco pardo grisáceo (10YR5/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios moderados y granular; friable en húmedo; límite inferior abrupto, suave.*

*BA 19-26 cm; color en húmedo pardo oscuro (10YR3/3); franco arcillo limoso a franco limoso; estructura en bloques subangulares medios moderados; friable en húmedo; ligeramente plástico; ligeramente adhesivo; barnices "Clay Skins" escasos finos; límite inferior claro, suave.*

*B<sub>1</sub> 26-47 cm; color en húmedo pardo oscuro (7,5YR3/2); franco arcillo limoso; estructura en prismas irregulares medios moderados rompen a bloques subangulares; friable en húmedo; plástico; adhesivo; barnices "Clay Skins" abundantes medios; límite inferior claro, suave.*

*B<sub>2</sub> 47-66 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/2); franco arcillo limoso; estructura en prismas irregulares medios moderados rompen a bloques subangulares; friable en húmedo; plástico; adhesivo; barnices "Clay Skins" comunes medios; límite inferior gradual, suave.*

*BC 66-94 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios y gruesos moderados; friable en húmedo; barnices "Clay Skins" escasos y muy finos; límite inferior difuso.*

*C 94-138 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; masivo; muy friable en húmedo; escasos durinódulos; límite inferior abrupto.*

C<sub>k</sub> 138 cm a +; color en húmedo pardo (7,5YR5/4); franco limoso; masivo; muy friable en húmedo; abundante cantidad de concreciones calcáreas y carbonatos libres en la masa.

**Datos analíticos Serie MARCOS JUÁREZ**

Situación: Latitud: 32°34'35"S Longitud: 62°05'37"O Altitud: 107 m.s.n.m.

Horizonte	A <sub>p</sub>	BA	B <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>	BC	C	C <sub>k</sub>
Profundidad de la muestra (cm)	0-19	19-26	26-47	47-66	66-94	94-138	138 a +
Materia Orgánica (%)	3,28	2,24	1,21	0,69	0,34	0,28	0,10
Carbono Orgánico (%)	1,90	1,30	0,70	0,40	0,20	0,16	0,06
Nitrógeno total (%)	0,18	0,12	0,09	0,07	0,05	0,04	
Relación C/N	10,6	10,8	7,8	5,7	4,0	4,0	
Arcilla, <2 μ (%)	25,1	27,1	34,5	32,1	25,2	19,3	16,3
Limo, 2-50 μ (%)	68,9	60,3	58,4	62,7	63,1	71,2	66,4
Arena muy fina, 50-100 μ (%)	5,4	12,0	6,4	4,7	11,1	8,7	11,3
Arena fina, 100-250 μ (%)	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,8	1,1
Arena media, 250-500 μ (%)							
Arena gruesa, 500-1000 μ (%)							
Arena muy gruesa, 1-2 mm (%)							
Carbonatos, CaCO <sub>3</sub> (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,9
Equivalente de humedad (%)	28,1	29,1	30,3	29,8	25,6	25,6	23,7
pH en pasta	6,0	6,4	6,5	6,5	7,0	7,0	7,8
pH en agua (1:2,5)	6,4	7,0	6,9	7,1	7,7	7,7	8,3
Cationes de intercambio, meq/100 gr:	Ca <sup>++</sup>	10,4	11,6	14,0	15,3	13,1	13,1
	Mg <sup>++</sup>	4,3	4,4	5,2	5,4	5,2	5,2
	Na <sup>+</sup>	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4
	K <sup>+</sup>	2,6	2,1	2,1	2,3	2,5	2,5
	H <sup>+</sup>	6,9	6,2	5,8	5,0	2,7	2,7
Sodio de intercambio, % (PSI)	1,0	1,5	1,2	1,2	1,9	1,9	1,8
Suma de bases, meq/100 gr (S)	17,5	18,4	21,6	23,3	21,2	21,2	
Capacidad de intercambio catiónico, meq/100 gr (I)	19,3	20,4	24,4	24,7	21,4	21,4	16,5
Saturación con bases, % (S/I)	90,7	90,2	88,5	94,3	99,1	99,1	



## **Serie MONTE BUEY**

**Símbolo: MB**

**Argiudol típico, franca fina, mixta, térmica**

**Índice de Productividad: 90**

**Capacidad de uso: IIc**

La Serie Monte Buey es un suelo oscuro y bien drenado de las lomas casi planas (altos planos del segundo escalón), de los cauces o vías de desagües poco manifiestos y de las pendientes hacia el río Carcarañá y arroyo Saladillo. Este suelo desarrollado sobre sedimentos loésicos, es un típico representante de los buenos suelos de la zona, con una amplia aptitud para cultivos, forrajes y pasturas, aunque ya presenta alguna limitación climática. La capa arable hasta una profundidad de 22 a 26 cm (horizonte A), es de textura franco limosa, estructura en bloques y granular, de color pardo oscuro a pardo grisáceo muy oscuro. Hacia abajo, pasa a otro horizonte más arcilloso (horizonte B<sub>t</sub>) que se extiende aproximadamente desde los 25 cm hasta más o menos 60 cm. Su color es pardo a pardo oscuro, su estructura prismática y presenta abundantes barnices en las caras de los agregados. La transición entre el B<sub>t</sub> y el loess del sustrato (horizonte C) es gradual. Este último se encuentra a una profundidad de 90 cm; es un material franco limoso, suelto y con moderada cantidad de calcáreo libre en la masa a partir de 105 cm de profundidad. Los suelos de la Serie Monte Buey son fértiles, con alto contenido de materia orgánica y moderada retención de humedad; se los usa tanto para agricultura como para ganadería. También se han reconocido fases por pendiente, cuando ocupan posiciones inclinadas del relieve; en los sectores donde presentan síntomas de hidromorfismo, ha sido cartografiada como la fase moderadamente bien drenada. Dentro de la Serie Monte Buey existen algunas variaciones en el espesor del horizonte A entre 18 a 24 cm y la profundidad del solum entre 85 a 100 cm.

### **Descripción del perfil típico:**

El perfil tipo de esta Serie ha sido estudiado a 6 Km al ESE de la localidad de Monte Buey, departamento Marcos Juárez, provincia de Córdoba.

*A<sub>p</sub> 0-14 cm; color en húmedo pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2); color en seco pardo grisáceo (10YR5/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios débiles y granular; friable en húmedo; límite inferior abrupto, suave.*

*A 14-22 cm; color en húmedo pardo muy oscuro (10YR2/2); color en seco pardo grisáceo a pardo grisáceo oscuro (10YR4,5/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios moderados; friable en húmedo; límite inferior claro, suave.*

*B<sub>t</sub> 22-43 cm; color en húmedo pardo grisáceo pardo (10YR4/2); franco arcillo limoso; estructura en prismas irregulares medios moderados que rompe a bloques subangulares medios moderados; friable en húmedo; plástico; ligeramente adhesivo; barnices "Clay Skins" abundantes medios; límite inferior claro, suave.*

*B 43-60 cm; color en húmedo pardo oscuro a pardo (7,5YR4/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares con tendencia a prismas irregulares; friable en húmedo; ligeramente plástico; no adhesivo; barnices "Clay Skins" escasos finos; límite inferior gradual.*

*BC 60-92 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; estructura en bloques subangulares que rompe a masivo; friable en húmedo; barnices "Clay Skins" muy escasos y finos; límite inferior gradual.*

*C 92-104 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; masivo; friable en húmedo; límite inferior abrupto, suave.*

*C<sub>k</sub> 104 cm a +; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; masivo; friable en húmedo; moderado contenido de calcáreo libre en la masa del suelo.*

**Datos analíticos Serie MONTE BUEY**  
**Situación: Latitud: 32°58'15"S Longitud: 62°24'10"O Altitud: 105 m.s.n.m.**

Horizonte	A <sub>p</sub> + A	B <sub>t</sub>	B	BC	C	C <sub>k</sub>	
Profundidad de la muestra (cm)	0-22	22-43	43-60	60-92	92-104	104 a +	
Materia Orgánica (%)	3,04	1,22	0,68	0,41	0,32	0,22	
Carbono Orgánico (%)	1,77	0,71	0,40	0,24	0,19	0,13	
Nitrógeno total (%)	0,16	0,089	0,064	0,048	0,045	0,042	
Relación C/N	11	8	6	5	4	3	
Arcilla, < 2 μ (%)	24,1	30,0	25,9	22,9	18,7	17,8	
Limo, 2-50 μ (%)	62,4	51,8	54,0	57,8	55,1	53,6	
Arena muy fina, 50-100 μ (%)	12,9	17,6	18,7	17,5	24,4	24,3	
Arena fina, 100-250 μ (%)	0,6	0,6	1,4	1,8	1,6	1,8	
Arena media, 250-500 μ (%)					0,2	0,2	
Arena gruesa, 500-1000 μ (%)							
Arena muy gruesa, 1-2 mm (%)							
Carbonatos, CaCO <sub>3</sub> (%)	0	0	0	0	0	2,3	
Equivalente de humedad (%)	29,2	29,8	26,5	22,9	21,9	23,4	
pH en pasta	5,9	6,3	6,6	6,8	6,8	7,7	
pH en agua (1:2,5)	6,4	6,9	7,1	7,1	7,0	8,0	
Cationes de intercambio, meq/100 gr:	Ca <sup>++</sup>	11,8	14,0	13,1	12,5	13,9	
	Mg <sup>++</sup>	4,0	5,7	5,7	4,1	4,7	
	Na <sup>+</sup>	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3	0,5
	K <sup>+</sup>	2,4	2,5	2,3	2,2	2,4	2,6
	H <sup>+</sup>	6,0	4,8	3,7	2,5	2,3	
Sodio de intercambio, % (PSI)	1,4	1,5	1,8	1,5	1,5	2,9	
Suma de bases, meq/100 gr (S)	18,5	22,6	21,5	19,1	21,3		
Capacidad de intercambio catiónico, meq/100 gr (I)	20,8	26,1	22,3	20,3	20,0	17,3	
Saturación con bases, % (S/I)	90	87	96	95	100		

## **Serie BALDISSERA**

**Símbolo: Bds**

**Argiudol típico, franca fina, mixta, térmica**

**Índice de Productividad: 90**

**Capacidad de uso: IIc**

La Serie Baldissera es un suelo oscuro no inundable y bien drenado de lomas casi planas y de los cauces o vías de escurrimiento, desarrollado sobre sedimentos loéssicos muy limosos, con más de 60% de limo en la fracción mineral. Ocupa un amplio sector y se han desarrollado sobre sedimentos loéssicos. La capa arable de 19 cm de espesor (horizonte A) es de textura franco limosa, estructura en bloques y de color pardo grisáceo oscuro. Hacia abajo pasa a otro horizonte mas arcilloso (horizonte B<sub>t</sub>) que se extiende aproximadamente hasta los 45 cm. Su color es pardo oscuro, estructura prismática y presenta abundantes barnices en las caras de los agregados. La transición entre el B<sub>t</sub> y el loess del sustrato (horizonte C) es gradual. Este último se encuentra a una profundidad de 80 cm, es un material franco limoso o franco, suelto y con calcáreo libre en la masa a partir de 127 cm de profundidad. Los suelos de la Serie Baldissera son fértiles, con alto contenido de materia orgánica y moderada retención de humedad, no presentan impedimentos físico-químicos para el desarrollo de las plantas, se los usa tanto para agricultura como para ganadería, aunque ya presentan alguna limitación climática. Esta Serie ha sido identificada en unidades puras y también en fases por pendientes, cuando ocupan posiciones inclinadas del relieve; en los sectores donde presentan síntomas de hidromorfismo, como la fase moderadamente bien drenada y en los sectores que se inundan en épocas muy lluviosas, como la fase muy poco inundable. Dentro de la Serie Baldissera existen algunas variaciones en el espesor del horizonte A entre 18 a 23 cm y del B<sub>t</sub> entre 20 y 30 cm. La profundidad del solum varía entre 70 y 100 cm.

### **Descripción del perfil típico:**

El perfil típico fue estudiado a 2,5 km al Sur de Baldissera, departamento Marcos Juárez, provincia de Córdoba.

*A 0-19 cm; color en húmedo pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios moderados; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; límite inferior claro, suave.*

*B<sub>t</sub> 19-45 cm; color en húmedo pardo oscuro (10YR3/3); franco arcillo limoso; estructura en prismas irregulares medios moderados rompe a prismas y bloques; friable en húmedo; ligeramente plástico; ligeramente adhesivo; barnices "Clay Skins" abundantes, medios y finos; límite inferior claro, suave.*

*BC 45-81 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; estructura en prismas irregulares medios y bloques gruesos, débiles; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; barnices "Clay Skins" escasos y finos; límite inferior gradual, suave.*

*C 81-127 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso a franco; masivo; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; límite inferior abrupto, ondulado.*

*C<sub>k</sub> 127 cm a +; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso a franco; masivo; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; abundante calcáreo libre en la masa y en concreciones.*

**Datos Analíticos. Serie BALDISSERA**

**Situación: Latitud: 33°08'36"S Longitud: 62°17'35"O Altitud: 111 m.s.n.m.**

Horizonte	A	B <sub>t</sub>	BC	C	C <sub>k</sub>	
Profundidad de la muestra (cm)	0-19	19-45	45-81	81-127	127 a +	
Materia Orgánica (%)	3,38	1,18	0,41	0,24	0,16	
Carbono Orgánico (%)	1,97	0,69	0,24	0,14	0,09	
Nitrógeno total (%)	0,16	0,09	0,05	0,033		
Relación C/N	12,3	7,6	4,8	4,2		
Arcilla, <2 μ (%)	22,7	31,3	20,0	11,9	8,25	
Limo, 2-50 μ (%)	60,2	52,1	64,9	62,6	61,2	
Arena muy fina, 50-100 μ (%)	14,5	15,6	17,2	23,7	27,1	
Arena fina, 100-250 μ (%)	0,5	0,4	0,6	1,4	1,7	
Arena media, 250-500 μ (%)						
Arena gruesa, 500-1000 μ (%)						
Arena muy gruesa., 1-2 mm (%)						
Carbonatos, CaCO <sub>3</sub> (%)	0	0	0	0	2,36	
Equivalente de humedad (%)	27,4	28,3	22,4	20,8	18,8	
pH en pasta	6,2	6,5	6,8	7,1	7,8	
pH en agua (1:2,5)	6,5	6,7	7,1	7,3	8,2	
Cationes de intercambio, meq/100 gr:	Ca <sup>++</sup>	12,8	15,2	13,3	13,6	
	Mg <sup>++</sup>	3,2	2,2	2,6	2,3	
	Na <sup>+</sup>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
	K <sup>+</sup>	2,4	2,2	1,6	1,9	2,0
H <sup>+</sup> de cambio (meq/100 gr)	2,7	1,6	1,1	0,9		
Sodio de intercambio, % (PSI)	1,0	1,0	1,1	1,1	1,9	
Suma de bases, meq/100 gr (S)	18,6	19,8	17,7	18,0		
Capacidad de intercambio catiónico, meq/100 gr (T)	19,6	20,8	18,4	18,4	15,9	
Saturación con bases, % (S/T)	94,8	95,1	96,1	97		

## **Serie LA BÉLGICA**

**Símbolo: LBg**

**Hapludol típico, franca gruesa, mixta, térmica**

**Índice de Productividad: 90**

**Capacidad de uso: IIc**

Es un suelo oscuro y bien drenado de las lomas casi planas y de las líneas o vías de desagüe. Este suelo, desarrollado sobre materiales franco limosos, tiene una amplia aptitud para cultivos, forrajes y pasturas, aunque ya presentan alguna limitación climática. La capa arable de 20 cm de espesor, es de color pardo muy oscuro, de textura limosa, estructura en bloques y granular. Luego pasa a otro horizonte algo más arcilloso (horizonte B<sub>w</sub>, no textural) que se extiende desde 20 hasta 46 cm. Su color es pardo amarillento oscuro, estructura prismática y presenta algunos barnices en la cara de los agregados. La transición entre el B<sub>w</sub> y el substrato (horizonte C) es gradual, encontrándose este a una profundidad de 85 cm, es de textura franco limosa, suelta y con abundante calcáreo libre en la masa a partir de 120 cm de profundidad. Los suelos de la Serie La Bélgica no tienen limitaciones físico-químicas para el crecimiento de las plantas, aunque presentan una limitación de uso de orden climático, dado el régimen de precipitaciones bajo el cual se encuentran y la capacidad de retención de humedad de los suelos que decrece rápidamente en profundidad.

Descripción del perfil típico:

El perfil típico fue estudiado a 16 Km al SO de la localidad de Isla Verde, departamento Marcos Juárez, provincia de Córdoba.

*A<sub>p</sub> 0-20 cm; color en húmedo pardo muy oscuro (10YR2/2); color en seco pardo grisáceo (10YR5/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios moderados y granular fino; friable en húmedo; límite inferior claro, suave.*

*B<sub>w</sub> 20-46 cm; color en húmedo pardo amarillento oscuro (10YR3/4); franco limoso; estructura en prismas irregulares medios débiles a moderados; rompe a bloques; friable en húmedo; ligeramente plástico; barnices "Clay Skins" escasos, finos a medios; límite inferior claro, suave.*

*BC 46-85 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; estructura en bloques subangulares medios, débiles; friable en húmedo; barnices "Clay Skins" escasos; límite inferior difuso, suave.*

*C 85-120 cm; color en húmedo pardo a pardo oscuro (7,5YR4/4); franco limoso; masivo; muy friable en húmedo; límite inferior abrupto, ondulado.*

*C<sub>k</sub> 120 cm a +; color en húmedo pardo (7,5YR5/4); franco limoso; masivo; muy friable en húmedo; abundante calcáreo libre en la masa y en concreciones.*

### Datos analíticos Serie LA BELGICA

Situación: Latitud: 33°19'01"S Longitud: 62°28'25"O Altitud: 117 m.s.n.m.

Horizonte	A <sub>p</sub>	B <sub>w</sub>	BC	C	C <sub>k</sub>	
Profundidad de la muestra (cm)	0-19	19-44	44-80	80-123	123 a +	
Materia Orgánica (%)	2,73	0,94	0,32	0,18	0,18	
Carbono Orgánico (%)	1,59	0,55	0,19	0,06	0,06	
Nitrógeno total (%)	0,140	0,076	0,045			
Relación C/N	11,3	7,2	4,2			
Arcilla, <2 μ (%)	17,4	18,9	15,7	11,9	11,0	
Limo, 2-50 μ (%)	55,5	54,5	52,9	54,0	52,9	
Arena muy fina, 50-100 μ (%)	24,1	26,6	28,5	32,6	33,4	
Arena fina, 100-250 μ (%)	2,2	1,9	1,4	1,5	1,6	
Arena media, 250-500 μ (%)						
Arena gruesa, 500-1000 μ (%)						
Arena muy gruesa, 1-2 mm (%)						
Carbonatos, CaCO <sub>3</sub> (%)	0	0	0	0	3,68	
Equivalente de humedad (%)	24,1	22,6	18	16,4	16	
pH en pasta	6	6,6	7	7,3	8,2	
pH en agua (1:2,5)	6,3	7	7,3	7,8	8,8	
Cationes de intercambio, meq/100 gr:	Ca <sup>++</sup>	12,6	14,1	11,0	11,1	
	Mg <sup>++</sup>	1,6	2,1	1,5	2,1	
	Na <sup>+</sup>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5
	K <sup>+</sup>	2,5	2,0	1,5	2,0	2,6
	H <sup>+</sup>	2,0	1,1	0,8		
Sodio de intercambio, % (PSI)	1,0	1,0	1,3	1,3	3,5	
Suma de bases, meq/100 gr (S)	16,9	18,4	14,2	15,4		
Capacidad de intercambio catiónico, meq/100 gr (T)	19,2	20,0	15,4	15,2	14,4	
Saturación con bases, % (S/T)	88	92	92	100		