



PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA ARGENTINA

Ingeniería Agronómica

**Evaluación de la aplicación de digeridos porcinos, en dosis
acumuladas sobre una pastura polifítica, en comparación
con una fertilización inorgánica**

**Trabajo final de graduación para optar por el título de:
Ingeniero Agrónomo**

Autor: Giuliano Meineri

Director externo: Riera, Nicolás Iván

Co-Directora externa: Beily, María Eugenia

Fecha de defensa

Agradecimientos

A mi director, Nicolás, por su colaboración, aportes de conocimientos y guía en cada parte de esta tesis.

A mi co-directora, Eugenia, por su enorme dedicación y ayuda para poder contar con los recursos para el desarrollo de esta tesis.

A mi familia, por su apoyo incondicional durante toda la cursada y la realización de esta investigación, y por el esfuerzo que hicieron para que esto sea posible.

Al Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) y en especial a los integrantes del laboratorio de transformación de los Residuos (IMyZA) del INTA Castelar, Eugenia, Nicolás, Natalia, Patricia y Brian, por permitirme trabajar y desarrollar esta tesis junto a ellos, y por la confianza depositada en mí.

Al Instituto de Floricultura, en especial a Mónica Karlanian, Esteban y Rubén, quienes brindaron su apoyo para realizar varios de los ensayos que se encuentran en esta tesis.

A mi novia, amigos y compañeros, quienes me escucharon hablar de la tesis y del INTA innumerables veces, brindando su apoyo en todo momento.

Al Convenio de cooperación científica Internacional N° 28142 Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs (BIOMA) por brindar todos los recursos para la realización de este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

1.	INTRODUCCIÓN.....	14
1.1.	PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL MUNDIAL	14
1.2.	PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL NACIONAL	14
1.2.1.	Distribución de la producción porcina	16
1.3.	ESTRUCTURA DEL SECTOR PORCINO ARGENTINO	17
1.3.1.	Estratos productivos	17
1.3.2.	Sistema de producción	17
1.4.	IMPACTO DE LOS RESIDUOS PORCINOS EN EL AMBIENTE	18
1.5.	TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS 21	
1.6.	DIGERIDO ANAERÓBICO	24
1.7.	APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS	25
2.	HIPÓTESIS.....	27
3.	OBJETIVO GENERAL	28
4.	MATERIALES Y MÉTODOS	29
4.1.	ENSAYO A CAMPO	29
4.2.	DETERMINACIÓN DE LOS TRATAMIENTOS Y DOSIS A APLICAR	30
4.3.	MEDICIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIO-MASA DE LA PASTURA	34
4.4.	ORIGEN DEL DIGERIDO.....	36
4.5.	CARACTERIZACIÓN DEL DIGERIDO PORCINO (DLP Y DSP).....	37
4.5.1.	Métodos analíticos para digerido líquido (DLP)	37
4.5.2.	Caracterización del digerido sólido (DSP).....	41
4.6.	CARACTERIZACIÓN DEL SUELO	45
4.6.1.	Materia Seca y Humedad (MS y H)	46
4.6.2.	Materia orgánica (MO) y Ceniza (CEN)	46
4.6.3.	Conductividad Eléctrica (CE) y pH.....	46
4.6.4.	Densidad aparente	46
4.6.5.	Nitrógeno total (NT)	46
4.6.6.	Nitratos (N – NO ₃ –)	48
4.6.7.	Fósforo Total (PT)	49
4.6.8.	Fósforo Bray.....	51
4.6.9.	Iones totales	51
4.6.10.	Iones solubles	52
4.6.11.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	53
4.6.12.	Textura	53
4.6.13.	Medición de clorofila a través del índice SPAD (Soil Plant Analysis Development)	53
4.7.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	54
5.	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	55
5.1.	CARACTERIZACIÓN DEL DIGERIDO PORCINO	55
5.2.	CARACTERIZACIÓN DEL SUELO	61

5.3.	PRODUCCIÓN DE BIOMASA DE LA PASTURA.....	74
6.	CONCLUSIONES	78
7.	BIBLIOGRAFÍA.....	79

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Supervivencia de patógenos en suelos y plantas	21
Tabla 2. Cantidades de digerido porcino y urea aplicadas.....	31
Tabla 3. Caracterización Fisicoquímica del digerido líquido porcino previo a la aplicación al suelo. Valores medios (n=9) ± Desviación Estándar.....	56
Tabla 4. Caracterización Fisicoquímica del digerido sólido porcino previo a la aplicación al suelo. Valores medios (n=9) ± Desviación Estándar.....	57
Tabla 5. Dosis de fósforo aplicada mediante el digerido porcino en los diferentes momentos.....	59
Tabla 6. Contenido de nitrógeno de amonio ($N - NH_4 +$), nitrógeno total (NT) y nitrógeno de nitratos ($N - NO_3 -$) del digerido líquido porcino para cada una de las aplicaciones. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar. Valores expresados en base seca. ND: no detectable.....	60
Tabla 7. Contenido de nitrógeno de amonio ($N - NH_4 +$), nitrógeno total (NT) y nitrógeno de nitratos ($N - NO_3 -$) del digerido sólido porcino para cada una de las aplicaciones. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar. Valores expresados en base seca. ND: no detectable.....	60
Tabla 8. Caracterización inicial del suelo.....	62
Tabla 9. Valores promedios de CIC (meq/100 gr), durante el primer muestreo. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar.	65
Tabla 10. Valores promedios de CIC (meq/100 gr), durante el tercer muestreo. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar.	65
Tabla 11. Valores de sales solubles en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 0 a 10 cm . Valores medios (n=9) ± Desviación Estándar	71
Tabla 12. Valores de sales totales en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 0 a 10 cm . Valores medios (n=9) ± Desviación Estándar	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Evolución de la producción en tn eq media res.	15
Figura 2. Distribución porcentual por provincia al año 2022.	16
Figura 3. Prevención de utilización y pérdida de proteína en la producción de cerdos.....	19
Figura 4. Evolución del nitrógeno aportado por el efluente.....	20
Figura 5. Esquema de las vías metabólicas de la digestión anaeróbica, mostrando los principales productos y bacterias involucradas en cada paso.....	24
Figura 6. Ensayo a campo en el predio del CNIA, INTA Castelar.....	29
Figura 7. Mapa de suelo del CNIA con ubicación del ensayo a campo.	30
Figura 8. Diseño del ensayo a campo.	31
Figura 9. Mantenimiento de los pasillos durante el desarrollo del ensayo.	32
Figura 10. Toma de muestras del suelo.	32
Figura 11. Aplicación del digerido porcino y la urea.	33
Figura 12. Parcelas luego de la aplicación del digerido.....	33
Figura 13. Esquema de actividades realizadas durante el ensayo.	34
Figura 14. Toma de muestra de la producción de materia verde de la pastura.	35
Figura 15. Desarrollo de la pastura al momento de la segunda medición de biomasa.	35
Figura 16. Tornillo-prensa: encargado de separar la fracción sólida y líquida del digerido porcino.	36
Figura 17. Recolección del digerido porcino.....	37
Figura 18. Proceso de determinación de DQO.....	38
Figura 19. Digestión de las muestras en el equipo de microondas.....	40
Figura 20. Equipo utilizado para la medición de pH y CE.....	43
Figura 21. Muestras de suelo digeridas para la determinación de NT.	47
Figura 22. Equipo utilizado para la destilación de las muestras digeridas.	47
Figura 23. Titulador utilizado para la determinación de NT.	48
Figura 24. Filtración del sobrenadante obtenido de la mezcla de agua y suelo.	49
Figura 25. Determinación analítica de contenido de nitratos.	49
Figura 26. Filtrado de muestras de suelo digeridas.....	50
Figura 27. Determinación colorimétrica del ortofosfato contenido en muestras de suelo.....	51
Figura 28. Obtención del extracto para determinación de sales.....	52
Figura 29. Medición de iones solubles de suelo en equipo de espectrometría de absorción atómica.....	52
Figura 30. Medición del índice SPAD.....	54
Figura 31. Valores promedios de pH (U pH) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b) , durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis (a) y Test de Tukey (b) ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea).....	63

Figura 32. Valores promedios de CE ($\mu\text{S/m}$) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	63
Figura 33. Valores promedios de MO (% BS) en suelo, a una profundidad de 0 a 10 cm durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	64
Figura 34. Valores promedios de NT (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	66
Figura 35. Valores promedios de NO_3^- (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b) durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	68
Figura 36. Valores promedios de P Bray (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	69
Figura 37. Valores promedios de Ca soluble (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b) durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	73
Figura 38. Valores promedios de producción de biomasa (Kg MS/ha) de la primera medición (segundo muestreo). Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)	74
Figura 39. Valores promedios de producción de biomasa (Kg MS/ha) de la segunda medición de biomasa, durante el tercero muestreo de suelo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey	

($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea) 75

Figura 40. Valores promedios de índice SPAD. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=24$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea) 76

ABREVIATURAS

AGV: Ácidos grasos volátiles
APHA: Standard methods for examination of water and wastewater
C/N: Relación Carbono Nitrógeno
C: Carbono
Ca: Calcio
CE: Conductividad eléctrica
CEN: Ceniza
CH₄: Metano
CIC: Capacidad de intercambio catiónico
CO₂: Dióxido de carbono
COT: Carbono orgánico total
C₇H₆O₃: Ácido salicílico
Cu: Cobre
Cu₂SO₄: sulfato de cobre
CNIA: Centro Nacional De Investigaciones Agrarias
DLP: Digerido líquido porcino
DQO: Demanda química de oxígeno
DSP: Digerido sólido porcino
Eq: Equivalente
FAO: Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas
Fe: Hierro
H: Humedad
H₂: Hidrógeno
H₂SO₄: Ácido sulfúrico
HCL: Ácido clorhídrico
HNO₃: Ácido nítrico
IMyZA: Instituto de Microbiología y zoología Agrícola
INDEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censo
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IRE: Índice respirométrico estático
K₂SO₄: Sulfato potásico
K: Potasio
LTR: Laboratorio de transformación de residuos.
LOI: Loss on ignition
m²: Metro cuadrado
MAGyP: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca
Meq: miliequivalentes
Mg: Magnesio
Mn: Manganeseo
MO: Materia Orgánica
MS: Materia seca
N: Nitrógeno
Na: Sodio
NaOH: Hidróxido de Sodio
NH₃: Amoníaco
NH₄⁺: Amonio
NMP: Número más probable
Nm: nanómetros
N – NH₄: Nitrógeno de amonio
N – NO₃⁻: Nitrógeno de nitrato
NO₃⁻: Nitrato
NT: Nitrógeno total

PT: Fósforo total
SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria
SGS: Sistema de Gestión Sanitaria
SIGSA: Sistemas Integrado de Gestión de Sanidad Animal
SPAD: Soil plant análisis development
SSV: Sólidos suspendidos volátiles
ST: Sólidos totales
V: Volumen
TMECC: Test Methods for the Examination of Composting and Compost
Zn: Zinc
Kg: Kilogramo
Tn: Tonelada
Mt: mega tonelada

RESUMEN

La intensificación porcina se encuentra en constante incremento, con la consecuente generación de grandes volúmenes de estiércol, que necesitan ser estabilizados y manejados adecuadamente. En este sentido, desde el año 2016 se ha visto un incremento en la generación de plantas de biogás para el tratamiento de estiércoles, debido principalmente a la implementación del Programa RenovAr del Ministerio de Energía y Minería. Dicho fenómeno, trae aparejado, la producción de biogás como energía renovable, y grandes volúmenes de digeridos, los cuales pueden ser utilizados como reemplazo de la fertilización tradicional. Sin embargo, la utilización de éstos, dependerá de su calidad, las características del suelo en donde sea aplicado, el cultivo utilizado, la frecuencia y dosis de aplicación, entre otros factores. Así mismo, en la Argentina existen pocas experiencias de la evaluación en suelo y la producción de biomasa, cuando los digeridos son utilizados en forma continua. Por este motivo, el objetivo del presente trabajo fue estudiar la aplicación de digerido porcino como fertilizante en una pastura, evaluando la producción de biomasa y su efecto en la calidad del suelo. Para ello, se plantearon 5 tratamientos (control, urea y digerido en dos dosis de nitrógeno distintas). Previo a la aplicación, el digerido porcino se analizó física, química y microbiológicamente. Las muestras de suelo fueron tomadas a dos profundidades, la primera de 0 a 10 cm y la segunda de 10 a 40 cm. Se realizaron 3 aplicaciones de fertilizantes, separadas entre sí por un lapso de 6 meses. Luego de 15 días de cada una de las aplicaciones, se tomaron muestras de suelo para evaluar diferentes parámetros físicos y químicos. Además, se evaluó el rendimiento de biomasa y el índice de SPAD de la pastura. Los resultados mostraron, para el tercer momento de muestreo, un incremento en los niveles de fósforo disponible, nitrógeno y nitrato para todos los tratamientos fertilizados, incrementándose a medida que se aumentaba la dosis de N. Además, se observó una tendencia de mayor rendimiento de biomasa, en los tratamientos de digerido porcino, atribuyéndose este fenómeno al aporte de micro y macronutrientes por parte del digerido porcino. Por otra parte, en los tratamientos con digerido porcino, no se encontraron aumentos en el pH, aunque si hubo incrementos en la conductividad eléctrica de los suelos. Los resultados encontrados demostraron que el digerido porcino puede sustituir totalmente la fertilización inorgánica, para la producción de pasturas. Además, resulta una estrategia que conduce a una valorización agronómica y al reciclado de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes de los estiércoles porcinos.

Palabras claves: digerido porcino, nitrógeno, producción de biomasa, suelo y pastura.

ABSTRACT

The intensification of pig farming is constantly increasing and generates large quantities of manure that must be stabilised and properly managed. In this sense, since 2016 there has been an increase in the production of biogas plants for the treatment of manure, mainly due to the implementation of the RenovAr programme of the Ministry of Energy and Mines. The biogas treatment has led to the production of biogas as renewable energy and large quantities of digestate, which can be used as a substitute for traditional fertilisation, but whose use depends on its quality, the characteristics of the soil on which it is applied, the crop used, the frequency and dose of application and other factors. In Argentina, there is limited experience with the evaluation of soils and the production of biomass when digestate is used continuously. For this reason, the aim of this work was to study the application of pig digestate as fertiliser on a grassland and to evaluate biomass production and its effects on soil quality. For this purpose, 5 treatments were proposed (control, urea and pig digestate with two different nitrogen contents). The soil was analysed physically, chemically and microbiologically before the pig slurry was applied. Soil samples were taken at two depths, the first from 0 to 10 cm and the second from 10 to 40 cm. Three fertiliser applications were carried out 6 months apart. Soil samples were taken 15 days after each application to analyse various physical and chemical parameters. In addition, the biomass yield and the SPAD index of the grassland were assessed. The results indicated that, at the third sampling time, there was an increase in the levels of available phosphorus, nitrogen, and nitrate for all fertilized treatments, with the increase being proportional to the N dose. Furthermore, there was a trend of higher biomass yields in the pig digestate treatments, which was attributed to the contribution of micro and macronutrients by the DP. Conversely, in the DP treatments, there were no increases in pH, although there were increases in the electrical conductivity of the soils. The findings demonstrated that DP can substitute inorganic fertilization for grassland production. Additionally, it is a strategy that promotes agronomic valorization and recycling of the biogeochemical cycles of nutrients in swine manure.

Keywords: pig digestate, nitrogen, biomass yield, soil, grassland

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Presentación a congreso

Meineri, G.; Beily, M.E.; Long Y.; Wang, W.; Riera, N. 2023. Evaluación de la aplicación de un digerido porcino en una pastura como fertilizantes. IV Simposio de Residuos Agropecuarios y Agroindustriales, Mendoza Argentina, Nov. 2023.

1. INTRODUCCIÓN

La producción porcina es la cría de cerdos para la obtención, principalmente, de carne. Destinada al consumo fresco y la elaboración de chacinados y embutidos.

1.1. PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL MUNDIAL

El mercado mundial de carnes presencié importantes cambios en la última década, algunos de ellos se deben a las distintas situaciones que modificaron los hábitos de consumo de la población, la expansión o retracción de la producción mundial y al aumento del nivel de ingreso conjuntamente con el crecimiento de la población (Errecart *et al.*, 2015). Por tales motivos, hoy en día la carne más consumida del mundo es la de ave de corral, seguida por el cerdo (OCDE/FAO, 2023).

Más del 75% de la producción y el consumo global de cerdos se concentra en tres economías: China, la Unión Europea y Estados Unidos. El mercado de carne porcina ha crecido significativamente durante las últimas décadas, incrementándose el consumo en más de un 80% en los últimos 30 años. El gran determinante de estos cambios es China, principal productor y consumidor mundial (Bolsa de Comercio de Rosario, 2018).

La producción mundial de carne total aumentó 5% en 2021 y alcanzó una cifra estimada de 339 Mt, principalmente motivado por un aumento del 34% en la producción de carne de cerdo en China. Se prevé que el consumo mundial de carne de cerdo aumente a 129 Mt en los próximos 10 años, representando un tercio del aumento total del consumo de carne (FAO, 2022). A su vez, se espera que la carne de cerdo represente el 20% de toda la proteína proveniente de fuentes cárnicas en 2030 (OCDE/FAO, 2023). Así mismo, se supone que la producción de carne de cerdo aumente un 17% para el 2031, acompañado del beneficio creciente de la especialización del sector y de las medidas de bioseguridad (FAO, 2022). En China, el aumento en la producción de carne de cerdo compensará la disminución prevista en la producción europea, por diversos factores como el brote de Peste Porcina Africana, leyes ambientales más estrictas y regulaciones sobre el bienestar de los animales en algunos países de la Unión Europea (OCDE/FAO, 2023).

1.2. PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL NACIONAL

La evolución del sector porcino en Argentina la podemos dividir en cuatro etapas. Comenzando la primera con el ingreso de los primeros cerdos españoles que se reprodujeron de forma natural hasta los primeros años del siglo XX. Luego la segunda etapa incluye la incorporación de razas mejoradas, cierta organización y exportación de cerdos principalmente a Europa, llegando hasta principios de la

década de 1990. La tercera etapa, desde el 2000 al 2003, se caracterizó por la tecnificación de las granjas, especialización de los profesionales y definición de dietas especiales. Por último, en la cuarta etapa, ya se puede hablar de producción de carne porcina de calidad, donde se ofrece un producto sano y saludable (Uccelli, 2019).

Durante el siglo XX la producción porcina era secundaria a la agricultura o terciaria a la ganadería vacuna y a la agricultura. Solía cumplir la función de caja chica al tener una venta más variable. A partir de la década del 1990 comienzan a aparecer los primeros criaderos de cerdos de forma exclusiva como negocio, pasando a ser una actividad primaria en la explotación.

La Argentina fue tradicionalmente un país importador de subproductos porcinos debido a que la producción local era insuficiente, aunque en los últimos años, la situación se revirtió, gracias a un fuerte desarrollo y expansión del sector. La mayor expansión sectorial se explica por el aumento de las exportaciones y la mayor demanda interna que viene en un nivel sostenido desde 2009 (Panichelli, 2021). La figura 1, muestra como desde el año 2002, se mantiene un crecimiento sostenido en la producción. De esta manera, pasamos de ser importadores de carne porcina a exportadores y desarrollar el mercado de carne fresca local. El aumento en producción fue de 5,7 veces en los últimos 19 años con un promedio de crecimiento anual del 10,3%. En base a los datos históricos e incluyendo un aumento en el mercado local de carne fresca y mayor participación de las exportaciones, se estima que en el año 2030 se superarían las 1400 tn (Uccelli, 2020)

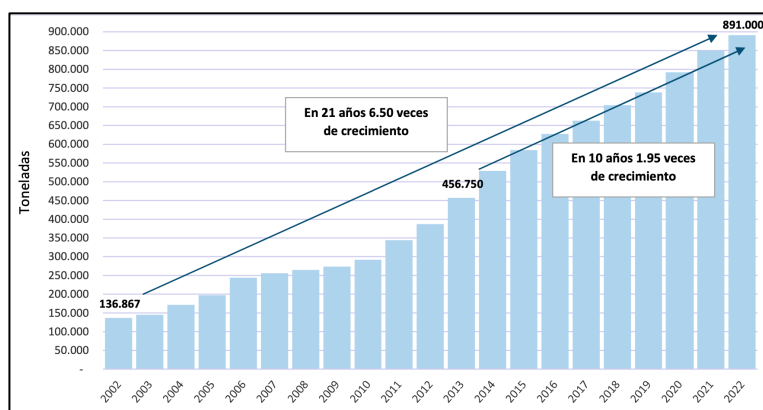


Figura 1. Evolución de la producción en tn eq media res.

Fuente: Uccelli, 2023 en base a MAGyP- SENASA-JLU consultora.

Así mismo, la producción porcina cuenta con numerosas ventajas intrínsecas como son la disponibilidad de maíz y soja, ya que son productos esenciales en la base de la alimentación y a su vez forman parte de los mayores costos de producción. Otras ventajas son, el clima favorable, el manejo sanitario del país y la escala productiva necesaria que colaboran a su desarrollo a nivel regional.

Las exportaciones argentinas en el mercado mundial han alcanzado los USD 42,3 millones, según datos del año 2019. Situando a la Argentina dentro de

los 20 países más exportadores de piernas, paletas y sus trozos congelados, y sin deshuesar de carne porcina (Basterra *et al.*, 2019; Consejo Federal de inversiones, 2020). Por otro lado, el volumen de faena ha venido creciendo en los últimos años a razón del 8%. Los establecimientos faenadores e industrias de chacinados se encuentran vinculados con la configuración territorial de la actividad primaria y los centros de consumo. La producción de carne de cerdo se destina, en su gran mayoría, al mercado interno (Calzada *et al.*, 2018). El destino principal de la carne es la elaboración de chacinados, fiambres y embutidos, y en el caso de los porcinos de categoría y lechones para el consumo fresco.

1.2.1. Distribución de la producción porcina

Según el último Censo Nacional Agropecuario 2018, se encontraron 38.907 establecimientos dedicados a la producción porcina, con un total de 3.590.266 cabezas (INDEC, 2021). Sin embargo, según los datos provenientes del Sistema Integrado de Gestión de Sanidad Animal (SIGSA) de SENASA, este número asciende a 5.350.999 cabezas, para el año 2021 (MAGyP, 2021).

En la distribución territorial de la producción, se puede observar una mayor concentración en el norte de la provincia de Buenos Aires, sur de Santa Fe y centro de Córdoba, coincidiendo con la disponibilidad de granos y, principalmente, con los centros de consumo y faena. Sin embargo, como se observa en la figura 2, la producción porcina se encuentra distribuida a lo largo de todo el país.

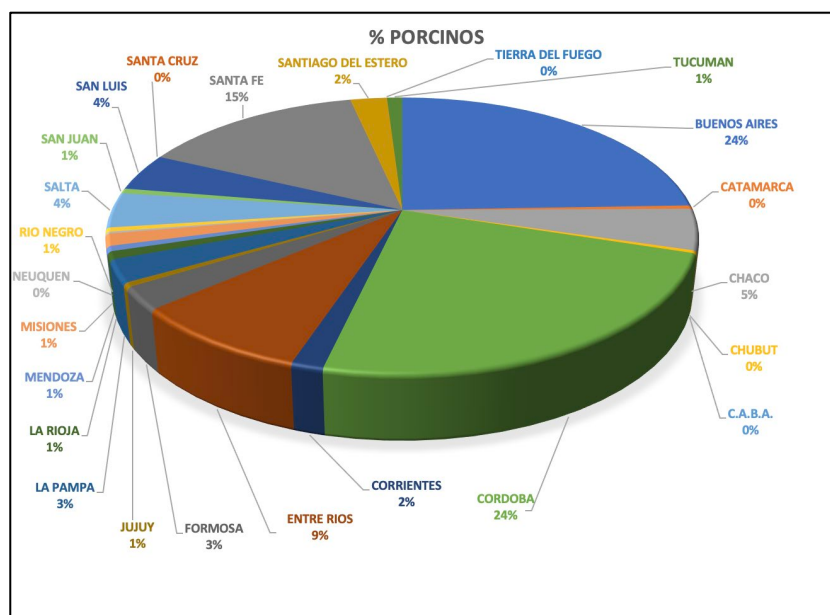


Figura 2. Distribución porcentual por provincia al año 2022.

Fuente: elaboración propia, en base a datos de SENASA, 2022.

1.3. ESTRUCTURA DEL SECTOR PORCINO ARGENTINO

1.3.1. Estratos productivos

Los diferentes estratos en que se pueden distinguir los productores son:

- Pequeños productores: representan el 24% del total de productores, poseen de entre 1 y 50 madres, los cuales participan con el 4,9% del total de madres existentes en el país. Son productores de escala familiar distribuidos en todo el territorio. A su vez, se caracterizan por tener muy bajos índices productivos, sistemas de producción a campo libre, con escasa o nula tecnificación.
- Medianos productores: representan el 27% del total de los productores, los cuales, poseen de entre 51 y 250 madres aportando un 8,3% al total de madres. Son productores de mediana escala, con un nivel de tecnificación variable, donde se combina la producción al aire libre y en confinamiento, donde los índices productivos dependen de los recursos y el grado de gestión utilizados.
- Productores medios a grandes: representan el 13% de total de productores, los cuales poseen entre 251 a 500 hembras y participan con el 5% del total de madres a nivel nacional. Se caracterizan por tener mejores índices productivos, generalmente con un tipo de producción más tecnificado, en confinamiento que aplican los recursos de forma más intensiva.
- Grandes productores: representan el 36% del total de productores, poseen a partir de 501 madres en adelante, y aportan el 81,7% del total de hembras. Así mismo, contribuyen a más del 50% de la faena nacional. Presentan índices productivos extremadamente eficientes, con alta tecnología e inversión (Millares, 2014; MAGyP, 2021)

1.3.2. Sistema de producción

En lo que respecta a los sistemas de producción, tanto en nuestro país como en el resto del mundo, se pueden hallar distintos grados de intensificación en la explotación, los cuales cambian según la relación de mano de obra y capital utilizados por los productores. Riera (2019) describió los principales sistemas productivos que se pueden encontrar, los cuales se describen a continuación:

- Sistemas extensivos: se limitan a situaciones puntuales y tal vez se pueden vincular a la antigua práctica de aprovechamiento de los rastrojos y al pastoreo de verdeos con pequeños grupos de animales. Los cerdos bajo este sistema están integrados en el medio natural, permaneciendo libres en todas sus etapas de vida. Mayoritariamente se trata de una producción para autoconsumo con elaboración de chacinados, complementaria con otras actividades agrícolas. El nivel de inversión requerido es pequeño y los niveles de eficiencia reproductiva y de conversión son en general bajos, en comparación con sistemas intensivos.

- Sistemas semi-intensivos: contienen tanto a los sistemas tipo túnel o en “cama profunda”, como a los sistemas de paridera a campo. Poseen una combinación de las características de los sistemas intensivos y extensivos, en el cual se busca reducir el espacio físico destinado a la producción porcina, y a la vez se invierte en instalaciones fijas o móviles que permiten mejorar los índices reproductivos, respecto a los sistemas extensivos. Generalmente se destacan por desarrollar etapas como gestación, parto y lactancia a campo y destete, recría y terminación en confinamiento.
- Sistemas intensivos: se caracterizan por el confinamiento absoluto de los animales, donde el ambiente en el cual se encuentran está entre mediana a totalmente controlado por el hombre. La clave es el empleo de una superficie mínima, lo que requiere una gran inversión tanto de capital, como de mano de obra. Son sistemas que necesitan instalaciones adecuadas a cada etapa del desarrollo, haciendo uso de energía externa, sumado a que requieren resolver problemas con la disposición de efluentes.

Si tomamos el aspecto de la generación de excretas, los sistemas intensivos y semi-intensivos requieren un grado de planificación y manejo de éstas. A grandes rasgos esto consiste en la recolección, conducción hacia fuera de los sitios de alojamiento de animales, tratamiento, almacenaje o exportación fuera del sitio productivo. La imperiosa necesidad de contar con un plan de manejo de excretas es una característica distintiva de los sistemas de producción intensivos. Sin embargo, en nuestro país, es común encontrar granjas modernas diseñadas según estándares avanzados de bienestar animal y eficiencia zootécnica, pero sin instalaciones adecuadas para la gestión ambiental de las excretas. Más aún, en general no se tiene idea aproximada del volumen de desechos biológicos a generarse en una granja moderna ni el impacto de algunos factores claves como son las pérdidas de alimento, las tareas de limpieza de pisos y fosas o el consumo y pérdida de agua (Pegoraro *et al.*, 2020; Garcia *et al.*, 2021). Este escenario de falta de conocimiento y en ocasiones de planificación significa, en algunos casos, riesgos de contaminación del ambiente o una dificultad manifiesta para cumplir con normas ambientales vigentes en distintas provincias de nuestro país (Beily *et al.*, 2023; Riera, 2019)

1.4. IMPACTO DE LOS RESIDUOS PORCINOS EN EL AMBIENTE

La intensificación de los sistemas porcinos ha generado un incremento de los flujos de energía y de nutrientes, y en riesgos de contaminación. Las grandes cantidades de excretas generadas en estos sistemas se concentran en áreas reducidas, constituyendo la principal fuente de nutrientes, metales pesados, antibióticos, microorganismos patógenos y de otras drogas veterinarias (Herrero & Gil, 2008; Beily *et al.*, 2023).

Los residuos de las explotaciones ganaderas están constituidos por una parte seca, formada por las heces fecales de los animales y restos de alimentos y

otra líquida que se denomina purín o efluente. Este último, es la mezcla de deyecciones sólidas y líquidas de los cerdos junto con resto de alimento, remanentes de agua de los bebederos, y de lavado de la explotación (Riera, 2019; Beily, *et al.*, 2023). Según sea la etapa fisiológica en la cual se encuentra el animal, se puede estimar la generación de deyecciones diarias, como un 6,7% del peso vivo del animal (Brunori *et al.*, 2012). Cuando a esto se le suma el agua utilizada durante la limpieza de los galpones, restos de alimento y de agua de bebida, se puede estimar un total de efluente generado que va desde los 8 a 18 litros/animal/día (García *et al.*, 2021; Beily, 2015).

Los cerdos son animales monogástricos que excretan, aproximadamente, el 77% de los nutrientes a través de la orina y la materia fecal (figura 3).

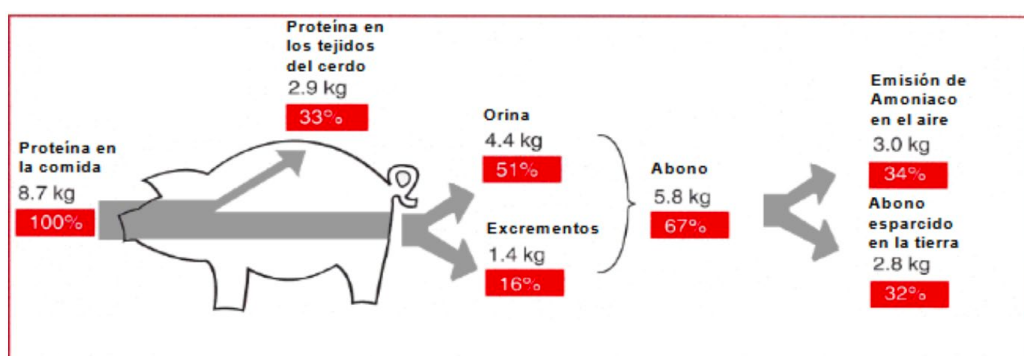


Figura 3. Prevención de utilización y pérdida de proteína en la producción de cerdos.

Fuente: Prevención y Control Integrada de la Polución, Documento de las Mejores Técnicas disponibles para el manejo de la Porcicultura y Avicultura, Julio de 2003, Documento de la Comisión Europea.

La cantidad y la composición de los excrementos, junto con la forma en que se manejan y almacenan, son los principales factores que determinan los niveles de contaminantes (Riera, 2019).

Los procesos de contaminación de los suelos vinculados con la producción animal intensiva provienen de la acumulación de excretas en corrales, o bien de su aplicación excesiva como fertilizantes orgánicos en los cultivos (dosis elevadas, acumulación por aplicaciones sucesivas y tipo de tratamiento previo a la aplicación) (Herrero & Gil, 2008). El nitrógeno amoniacal en los efluentes incorporado al suelo se transforma en forma nítrica (NO_3), la cual es soluble y, por lo tanto, capaz de ser absorbida por los cultivos, así también de ser lixiviados a capas profundas pudiendo provocar contaminación de acuíferos, o por escorrentías hacia cursos de agua superficial (Santos & Abaigar, 2002).

Otra de las consecuencias de un inadecuado vertido de efluentes, es que el suelo puede verse afectado por la formación de costras superficiales, reduciéndose la permeabilidad al agua y al aire y, por lo tanto, favoreciéndose la erosión. Así mismo, puede dar origen a una acumulación extremada de sales, con efectos negativos en la estructura y de metales pesados, que pueden ser tóxicos para los microorganismos del suelo y los cultivos (Expósito Veléz, 2004).

Además, puede generarse contaminación del aire mediante emisiones amoníaco (NH_3) a la atmosfera por volatilización, ya que el nitrógeno del purín se encuentra en forma amoniacal (NH_4). Este fenómeno ocurre bajo determinadas

condiciones de temperatura y pH, y a su vez cuando el efluente no es incorporado al suelo (Santos & Abaigar, 2002) (Figura 4). Las emisiones amoniacales junto con el metano, que se volatiliza bajo condiciones anaeróbicas como gas proveniente del carbono de la materia orgánica, contribuyen al efecto de invernadero, sumado a la producción de compuestos orgánicos (COV) y compuestos azufrados que generan problemas de malos olores en los campos de los alrededores de los cultivos (Expósito Veléz, 2004).

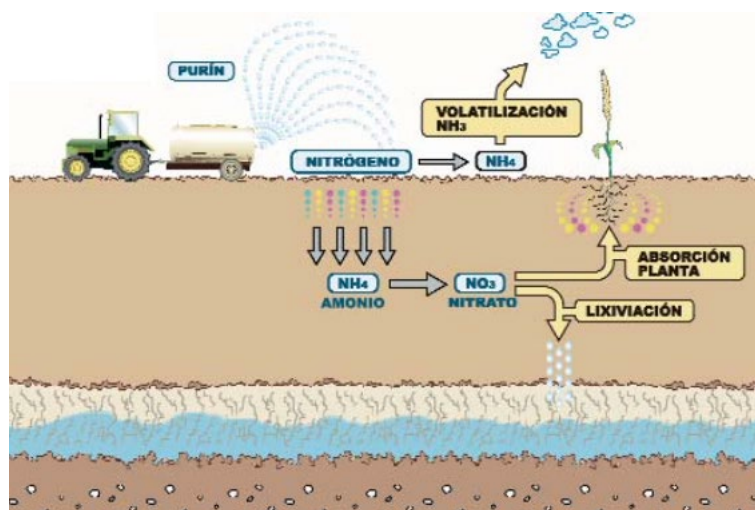


Figura 4. Evolución del nitrógeno aportado por el efluente.

Fuente: Santos & Abaigar, 2002.

Por otro lado, los efluentes ganaderos contienen distintos tipos de microorganismos que pueden alcanzar las aguas superficiales y subterráneas. No obstante, muchos de los microorganismos que causan enfermedades no persisten por tiempos apreciables en el suelo debido a las condiciones ambientales desfavorables. Los quistes del parásito y los virus no se reproducen fuera de un huésped, aunque pueden sobrevivir largo tiempo en el ambiente (FAO *et al.*, 2012). Dentro de los organismos que podemos hallar, se encuentran los parásitos que se alimentan y se reproducen en otros organismos, al que llamamos hospedador, estableciendo una relación desequilibrada y potencialmente peligrosa, ya que pueden provocar un daño severo. En este último caso, se convierten en patógenos que afectan la salud. En los residuos de los animales se pueden encontrar priones, virus, bacterias (esporas), hongos (esporas), protozoos (quistes y ooquistes) y helmintos (huevos) (Semenas, 2002). Dentro de los patógenos involucrados, aquellos que producen estadios con distinto grado de resistencia (esporas, quistes, ooquistes y huevos), son los que generan mayor preocupación, en particular los huevos del helminto *Ascaris* y los quistes del protozoo *Giardia* (Capizzi-Banas & Schwartzbrod, 2002; INTA & Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2022; Bres *et al.*, 2021).

Los riesgos de transmisión a las personas están relacionados con el tipo de población en contacto y su perfil inmunológico, con las condiciones climáticas y geográficas de la región, con el origen del residuo, con la supervivencia,

capacidad infectiva y latencia de las diferentes especies parasitarias. A su vez, las características de los suelos, tales como pH, humedad, radiación solar, contenido de materia orgánica, tipo, y presencia de otros organismos son claves para definir la sobrevivencia de los patógenos (Beily *et al.*, 2023). Si bien, esto es una aproximación general, nos sirve para tener un panorama de la variación de la supervivencia de los patógenos ya que, cada uno de ellos bajo diferentes condiciones y tipos de suelos se comporta de manera distinta (Semenas, 2002; Beily *et al.*, 2023). A su vez, otra variable es la capacidad protectora o abrasiva del suelo que favorece o no la sobrevivencia de los quistes, las esporas y los huevos de los patógenos. Especialmente, cuando el patógeno tiene adhesividad a diferentes partículas del suelo, las cuales lo protegen y mantienen su infectividad como pantallas protectoras (Santamaría & Totanzos, 2003; Jonhson, *et al.*, 2006). Como muestra la tabla 1, la supervivencia de los patógenos en el suelo y las plantas poseen un rango variable, ya que como se mencionó anteriormente, depende de numerosos factores.

Tabla 1. *Sobrevivencia de patógenos en suelos y plantas*

Patógeno	Suelos		Plantas	
	máximo	mínimo	máximo	mínimo
Priones	muchos años	3 años	?	?
Virus	6 meses	3 meses	2 meses	1 mes
Bacterias	1 año	2 meses	6 meses	1 mes
Protozoos	10 días	2 días	5 días	2 días
Helminthos	7 años	2 años	5 meses	1 mes

Fuente: Semenas, 2002 en base a datos de Gerba y Smith, 2005; Johnson *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2011.

1.5. TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS

Es evidente que el manejo de las excretas es un aspecto fundamental en la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal intensivos o en procesos de intensificación (Herrero & Gil, 2008).

Tanto los residuos orgánicos como los efluentes deben ser tratados aplicándose el principio de “mejor tecnología disponible”. La cual dependerá del tipo de residuo, de los potenciales usos del producto obtenido y de las reglamentaciones vigentes en el lugar (Semenas, 2002).

En la Argentina, no existe un relevamiento oficial de la generación de efluentes y sus tratamientos. Sin embargo, tomando en cuenta el promedio de generación de efluentes porcinos y el stock de animales existentes (datos publicados por el SENASA y la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca) se pueden llegar a aproximaciones de los volúmenes generados en el país (Pegoraro *et al.*, 2020; Capatti, 2010). Así mismo, en lo referente a los tratamientos y destinos finales de los efluentes, existen en la bibliografía diferentes reportes que estudiaron esta temática.

Dentro de estos informes, realizados principalmente en las provincias de Buenos Aires y Córdoba, la información muestra que la mayoría de las producciones se dan en sistemas de manejo del estiércol húmedo o líquido, siendo sólo un pequeño porcentaje de productores que utilizan la cama profunda. Así mismo, ambos informes muestran que el productor no cuantifica los efluentes generados, por lo cual suelen desconocer los volúmenes producidos durante la actividad. Al evaluar los sistemas de manejo, almacenamiento y tratamiento de los efluentes, los informes revelaron que para los establecimientos en donde prevalece la generación de efluentes líquidos, los mismos son conducidos a sitios de almacenamiento temporario, los cuales no todos cuentan con un sistema de impermeabilización adecuado. De igual modo el efluente almacenado permanece allí un tiempo variable, siendo el destino final un sistema de tratamiento específico o el vuelco al suelo o un cuerpo de agua (García *et al.*, 2021). En lo que respecta a los sistemas de tratamiento, los más observados para los efluentes líquidos son las lagunas de estabilización, seguidos por los reactores anaeróbicos y el apilamiento para el manejo de residuos sólidos (Pegoraro *et al.*, 2020; García *et al.*, 2021). Con respecto al uso agronómico de los efluentes, un gran número de productores declararon utilizarlos, siendo la aplicación superficial la que más abunda (mediante uso de estercoleros de abanico o cañón) sin posterior incorporación al suelo.

Los relevamientos estudiados, son un reflejo del manejo de este tipo de efluentes a lo largo de la Argentina, en donde los sistemas de lagunas de estabilización (sin cobertura) son los métodos de tratamiento más utilizados (Galván *et al.*, 2021). De igual modo, se registran numerosos trabajos en los cuales se reportan la aplicación al suelo de efluentes porcinos, como una práctica frecuente en el sector agropecuario, y así también es el avance dentro del sector científico – técnico que en la actualidad se encuentran trabajando en el estudio de la aplicación de los efluentes con o sin estabilización previa al suelo (Sosa & Gambaudo, 2014; Riera, 2019; Pegoraro *et al.*, 2020; Sosa *et al.*, 2019; Magri *et al.*, 2022). Cabe destacar que, en los últimos años, se ha visto un fuerte avance en la implementación de la tecnología de digestión anaeróbica para establecimientos productores de cerdos de mediano y gran escala. En el año 2021, la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, en conjunto con el INTA, publicaron un informe sobre la producción de digeridos en la República Argentina (Bres *et al.*, 2021). En este informe se destaca que, dentro de los principales sustratos utilizados en las plantas de biogás, los de origen agrícola – ganadero son los que predominan (62%) y dentro de estos el efluente porcino es el principal utilizado, ya sea como único sustrato o en codigestión con efluentes agroindustriales.

Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso de transformación biológica, llevado a cabo por diferentes grupos de bacterias relacionados, y que en ausencia de oxígeno degradan los compuestos orgánicos convirtiéndolos en biogás y generando un material líquido o sólido denominado digerido (Bernal Calderon, *et*

al., 2011). La mayoría de los residuos orgánicos son compuestos insolubles complejos, los cuales pueden agruparse en tres principales grupos: carbohidratos, lípidos y proteínas.

El proceso anaeróbico se destaca por desarrollarse mediante diferentes grupos de microorganismos, que actúan consorciadamente, en principalmente en 4 etapas diferentes (figura 5):

Hidrólisis: los sustratos orgánicos poseen polímeros complejos los cuales son inaccesible para los microorganismos sin una ruptura previa de las uniones químicas a través de la hidrólisis. En dicho proceso, las bacterias hidrolíticas segregan enzimas extracelulares que permitirán la transformación de las macromoléculas tales como carbohidratos, lípidos y proteínas en moléculas de menor tamaño, tales como glucosa, carbohidratos de cadena corta, aminoácidos, péptidos, fenoles, glicerol, ácidos grasos de cadena larga, etc. Luego del clivaje enzimático, los productos son capaces de difundir a través de la membrana celular de las bacterias acidogénicas (Rizzo, 2020; Bres, 2019).

Acidogénesis: los compuestos producidos durante esta vía metabólica son degradados por bacterias facultativas y anaeróbicas a través de procesos fermentativos. Cuando son absorbidos a través de la membrana celular de las bacterias acidogénicas, se producen ácidos grasos volátiles (AGV) y otros compuestos intermediarios del proceso, como compuestos sulfurados y nitrogenados (Angelidaki, *et al.*, 2011; Meegoda, *et al.*, 2018). Los AGV generados son acetato, propionato y butirato, entre otros. Además de que se producen alcoholes, ácido láctico y compuestos inorgánicos tales como CO_2 , H_2 , NH_3 , etc.

Acetogénesis: en este paso, se oxidan los ácidos orgánicos (butirato y propionato) por bacterias acetogénicas que producen H_2 utilizando iones de hidrógeno y dióxido de carbono como aceptores de electrones para generar como producto H_2 y acetato, los sustratos de las principales bacterias metanogénicas (Bres, 2019). El acetato formado por las bacterias acetogénicas puede ser utilizado directamente por las archeas metanogénicas acetolásticas o puede ser degradado por asociaciones de bacterias y archeas metanogénicas consumidoras de H_2 (Angelidaki *et al.*, 2011).

Metanogénesis: es el último paso de la digestión anaeróbica, en el cual los productos intermediarios son consumidos por las metanogénicas para producir metano, dióxido de carbono y otros gases trazas. La vía acetoclastica, representa cerca del 70% del total de metano producido, por ende, la fuente de mayor importancia (Angelidaki *et al.*, 2011).

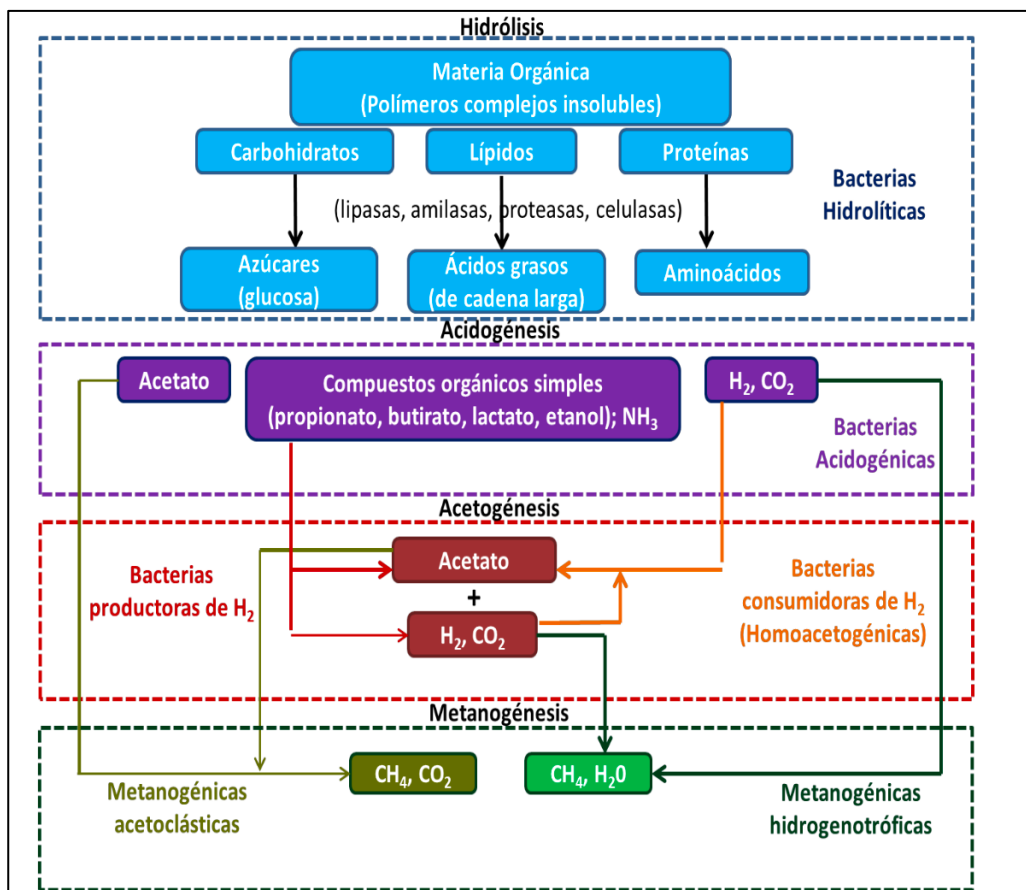


Figura 5. Esquema de las vías metabólicas de la digestión anaeróbica, mostrando los principales productos y bacterias involucradas en cada paso.

Fuente: Bres, 2019.

Como se mencionó anteriormente, durante la digestión anaeróbica de efluentes y residuos se producen dos subproductos de interés, el biogás (como fuente energética) y el digerido anaeróbico.

1.6. DIGERIDO ANAERÓBICO

La Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable definió en Res. 19/2019, al digerido como un material con contenido de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio (NPK), cuya concentración difiere en función de la materia prima que le da origen. La Secretaría de Ambiente, en el año 2019 promulgó una Norma Técnica para la aplicación agrícola de digerido proveniente de plantas de digestión anaeróbica de residuos orgánicos, como residuos domésticos, de producción agropecuaria, agroindustrial o cualquier actividad productiva, el cual lo define como material obtenido a partir del proceso de digestión anaeróbica de materias primas detalladas en el anexo III de la normativa de la Resolución 19/2019 (Anexo 1) utilizadas como único sustrato o en co-digestión.

1.7. APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

La demanda mundial de fertilizantes se estimó que tuvo un 1,8% de aumento anual desde el año 2014 al 2018. Con el fin de disminuir el consumo de recursos no renovables y promover la economía circular el uso de biofertilizantes, como los digeridos, vienen tomando mayor importancia (Tambone *et al.*, 2017).

A nivel mundial, y en la Argentina existen muchos grupos de investigación que se encuentran estudiando la temática de calidad de digeridos (líquidos y sólidos) obtenidos de plantas de biogás; como así también de los efectos en el suelo, plantas y emisiones de gases de efecto invernadero.

En este sentido, a nivel internacional se pueden mencionar que en los trabajos de Tegliá *et al.* (2010) y Tegliá *et al.* (2011) se estudiaron las características físico, químicas y biológicas de diferentes digeridos sólidos anaeróbicos, con el fin de establecer sus usos agronómicos. Así mismo, varios estudios, evaluaron la fracción sólida y líquida de digeridos anaeróbico con el fin de estudiar sus propiedades como enmienda para el suelo como así también su composición y estabilidad biológica (Tambone *et al.*, 2009; Tambone *et al.*, 2010; Tambone *et al.*, 2017). De igual modo, se han desarrollado estudios del efecto del uso de digeridos anaeróbicos en las propiedades del suelo y de los cultivos. En este sentido, Koszel & Edmund evaluaron el efecto de la aplicación de digeridos anaeróbicos provenientes de la digestión de una mezcla de residuos agroindustriales. Durante ese trabajo, los resultados mostraron que luego de la aplicación del digerido, se observó un aumento en los niveles de fósforo, potasio y magnesio del suelo. Así también observaron un aumento de los nutrientes (N, P, K, Ca y Mg), en los tejidos foliares de la alfalfa evaluada en el ensayo (Koszel & Edmund, 2015). Además, García-Sánchez *et al.* (2015) estudiaron el efecto de la aplicación de un digerido y cenizas en las propiedades funcionales del suelo y la comunidad microbiana. Este trabajo fue desarrollado en macetas con cultivo de trigo. Los resultados mostraron un mejoramiento significativo en las variables químicas del suelo y de la actividad y comunidad microbiana, demostrando que la aplicación de digeridos al suelo, es una práctica adecuada para el mejoramiento de su salud.

En América del Sur, también se pueden encontrar estudios que evaluaron el efecto del digeridos en suelos. Así, Delgado en el año 2017, realizó un ensayo con enmiendas orgánicas, en la localidad de Santiago de Cali, Colombia. En ese trabajo, se obtuvieron mejoras en las propiedades físicas del suelo, luego de la aplicación de enmiendas orgánicas (Delgado, 2017).

En particular, en la Argentina, desde hace algunos años, se ha comenzado a estudiar el efecto del uso de enmiendas orgánicas y de efluentes agropecuarios, como reemplazo de la fertilización inorgánica, en las propiedades del suelo. Es así que Rotondo y colaboradores, realizaron un ensayo en donde aplicaron enmiendas orgánicas de diferentes orígenes a cultivos hortícolas (lombricompuesto de residuos domiciliarios, lombricompuesto de estiércol de conejo y caballo y cama de cáscara de arroz con estiércol del pollo), comparándolos con fertilizante nitrogenado inorgánico (urea). Los resultados obtenidos mostraron un mejoramiento significativo de las condiciones del suelo en

cuanto a carbono orgánico, estabilidad estructural y conductividad hidráulica. Así mismo, en este trabajo se observó que el efecto de las enmiendas sobre la productividad fue mayor durante los primeros años (Rotondo *et al.*, 2009). En Córdoba, Pegoraro y colaboradores, realizaron un ensayo en la estación experimental INTA Marcos Juárez, en donde aplicaron efluente porcino en dosis y forma de aplicación diferentes para un cultivo de maíz. En este trabajo, se observó que la incorporación del efluente porcino incrementó significativamente los contenidos de N – NO_3^- en las profundidades de 0 a 20 y 40 a 60 cm, que los valores de pH no presentaron diferencias significativas para los tratamientos, y que el P y la CE fueron incrementados significativamente, además observaron una disminución de la actividad biológica general (Pegoraro *et al.*, 2014). Así mismo, Carrizo y colaboradores, evaluaron la aplicación de efluentes porcino sobre un cultivo de maíz, en la localidad del Trébol, Santa Fe, Argentina. Durante este trabajo se observó un incremento considerable en la productividad del cultivo, modificaciones de las propiedades químicas del suelo, mientras que de las características físicas solo se modificó la resistencia mecánica. Dentro de las características químicas que presentaron cambios, se encontró un aumento de la materia orgánica, del nitrógeno total, del fósforo disponible, y la concentración de Ca y Mg intercambiable. Por último, en este trabajo, no se observó un incremento en la CE del suelo (Carrizo *et al.*, 2014). El laboratorio de transformación de residuos, del IMyZA y el laboratorio de sustratos del instituto de floricultura del INTA de Castelar, evaluaron la productividad del cultivo de frutilla, enmendado con la fracción sólida y líquida de un digerido porcino. En este trabajo, se observó un efecto positivo sobre las propiedades del suelo y la productividad del cultivo, que fueron enmendados con la mayor dosis de nitrógeno (Riera *et al.*, 2022).

Por todo lo expuesto, se observa la importancia de buscar fuentes secundarias que puedan sustituir total o parcialmente a los fertilizantes de origen inorgánico. En este sentido, se observó que son pocos los casos de estudios en Argentina, que evalúan el impacto en las propiedades del suelo y la producción de biomasa, cuando se utiliza periódicamente un fertilizante generado a partir de una fuente secundaria. Así mismo, diferentes relevamientos, demuestran que en la Argentina desde el año 2015 existe un incremento de plantas de biogás para el tratamiento de estiércoles animales, las cuales utilizan los digeridos generados como reemplazo de la fertilización inorgánica. Sin embargo, son pocos los casos de estudio que evalúan el efecto del uso de estos materiales sobre las propiedades del suelo y la producción de biomasa, cuando son utilizados de forma periódica. Es por ello, que resulta importante generar información relevante de base, que sirva al momento de la toma de decisiones. Por este motivo, se consideró de interés estudiar el impacto a largo plazo de la aplicación de digeridos anaeróbicos sobre las propiedades del suelo y la productividad de los cultivos.

2. HIPÓTESIS

- a- Los digeridos porcinos, utilizados como biofertilizantes sustituyen el uso de fertilizantes inorgánicos en la producción de forrajes.
- b- La utilización de digeridos porcinos al suelo aumenta el contenido de macro y micronutrientes, impactando sobre la producción de materia seca.

3. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la aplicación de la fracción líquida y sólida de un digerido porcino, sobre las propiedades químicas del suelo y la productividad de una pastura.

Objetivos específicos:

- a- Evaluar la composición física, química, biológica y microbiológica de la fracción líquida y sólida de un digerido porcino (biofertilizante).
- b- Evaluar el efecto de la aplicación de un digerido porcino y un fertilizante inorgánico (urea), sobre diferentes propiedades del suelo.
- c- Evaluar el efecto sobre la productividad de una pastura, fertilizada con un digerido porcino y un fertilizante inorgánico (urea).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. ENSAYO A CAMPO

El ensayo se realizó en una parcela experimental del laboratorio de transformación de residuos (LTR) del Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) dentro del predio del CNIA INTA Castelar ($34^{\circ} 36'19,47''$ - $58^{\circ} 40'06,68''$) (Figura 6).



Figura 6. Ensayo a campo en el predio del CNIA, INTA Castelar.

El ensayo se encuentra ubicado sobre un suelo Argiudol típico, en la Unidad Cartográfica Las cabañas (LCb) (Figura 7), la cual constituye una asociación con los siguientes componentes:

- Serie Las cabañas 60%
- Series Los Reseros 30%
- Serie Yuyu 10%

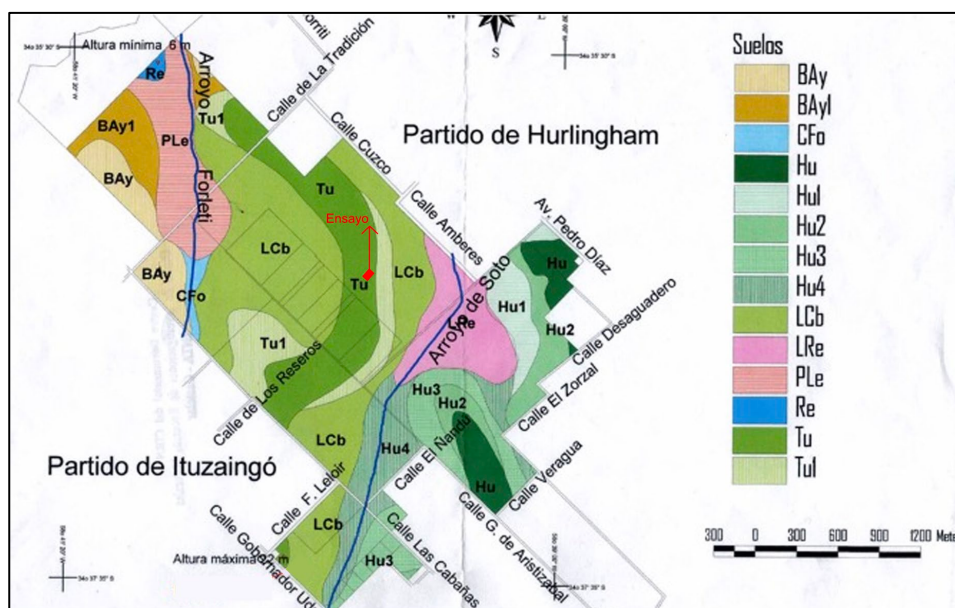


Figura 7. Mapa de suelo del CNIA con ubicación del ensayo a campo.

Las características del suelo y del paisaje son las siguientes (Mórtola *et al.*, 2022):

- Relieve: normal subnormal
- Pendiente: clase 0 (0 - 1%)
- Escurrimiento: grado 2 - 3 (lento a medio)
- Permeabilidad: grado 4 (moderada)
- Erosión: clase 3 (moderadamente bien drenado)
- Peligro de anegamiento: 5 (sin peligro de anegamiento)
- Secuencia de horizontes: Ap – AB – Bt1 – Bt2

4.2. DETERMINACIÓN DE LOS TRATAMIENTOS Y DOSIS A APLICAR

Se plantearon 4 tratamientos utilizando diferentes dosis de nitrógeno y distintos productos, con un testigo (sin aplicación de nitrógeno). De esta manera, los tratamientos planteados fueron:

- Testigo sin ningún tipo de producto (T0),
- Digerido Porcino en una dosis de 50 kg N/ha (T1),
- Urea en una dosis de 50 kg N/ha (T2),
- Digerido Porcino en una dosis de 100 kg N/ha (T3)
- Urea en una dosis de 100 kg N/ha (T4).

El digerido porcino (DP), tanto su fracción líquida (DLP) como la sólida (DSP), fue analizada física, química y microbiológicamente, según la metodología detallada en el punto 4.5.

Para el cálculo de la dosis de aplicación de los fertilizantes, se escogió el criterio de fertilización del nitrógeno, debido a la importancia que representa dicho elemento para el desarrollo de los cultivos, y al posible riesgo de contaminación de napas que podría ocasionar su lixiviación ante aplicaciones excesivas.

Cada dosis, se estableció considerando sólo el nitrógeno total (NT), ya que la concentración de nitratos y nitritos es insignificante en el digerido porcino y nulo en la urea. Los valores de NT del digerido porcino fueron cambiando en cada una de las aplicaciones, debido a que el reactor anaeróbico del cual provenían presentó cambios en su alimentación a lo largo del ensayo, produciendo digeridos de diferente calidad (Punto 5.1).

Por otro lado, el total del N aplicado, para el digerido, fue fraccionado utilizando el 50% del N con DSP y el 50% restante utilizando el DLP.

De esta manera en la tabla 2 se muestran las cantidades de DSP, DLP y urea utilizados en cada momento de aplicación y según el tratamiento.

Tabla 2. Cantidades de digerido porcino y urea aplicadas.

Tratamiento	Material	Unidad	Cantidad aplicada por m ²		
			1º aplicación	2º aplicación	3º aplicación
T0	-	-	-	-	-
T1	Digerido líquido porcino	Litros	0,186	0,769	0,393
T1	Digerido sólido porcino	Kilogramos	0,151	0,568	0,431
T2	Urea	Gramos	0,011	0,011	0,011
T3	Digerido líquido porcino	Litros	0,373	1,539	0,796
T3	Digerido sólido porcino	Kilogramos	0,303	1,136	0,862
T4	Urea	Gramos	0,021	0,021	0,021

Los tratamientos fueron dispuestos en el campo experimental siguiendo un diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones cada uno. Cada repetición ocupó una parcela con una superficie de 15 m² (4 m x 5 m), separadas entre sí por pasillos de 1,5 m (Figura 9). El ensayo se realizó sobre una pastura natural, mejorada con la incorporación de trébol blanco (*Trifolium repens*), trébol rojo (*Trifolium pratense*) y cebadilla criolla (*Brumus unioloides*), especies predominantes en el campo experimental. La figura 8, muestra la disposición de las parcelas en el terreno. Así mismo, en la figura 9 se observa el crecimiento de la pastura en los distintos tratamientos evaluados.

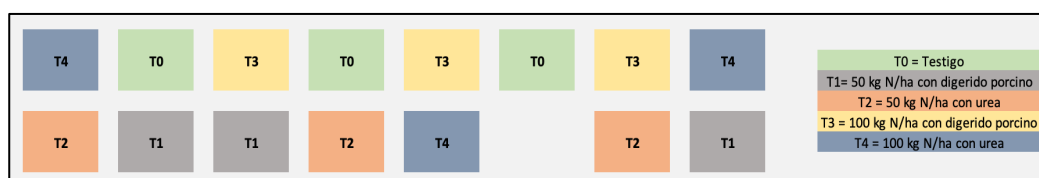


Figura 8. Diseño del ensayo a campo.



Figura 9. Mantenimiento de los pasillos durante el desarrollo del ensayo.

Previo a la primera fertilización con el digerido porcino y la urea, se procedió a realizar un muestreo inicial del campo experimental. Este fue ejecutado a dos profundidades (0 a 10 cm y 10 a 40 cm). Para esto, se realizaron piques aleatorizados en el terreno (aproximadamente 20 piques) (Figura 10). Una vez obtenidas las muestras, se homogenizaron y conservaron adecuadamente hasta su análisis en laboratorio (Punto 4.6).



Figura 10. Toma de muestras del suelo.

Luego del muestreo inicial, se procedió a la aplicación del DLP, DSP y la urea en cada uno de los tratamientos (Figura 11 y 12)

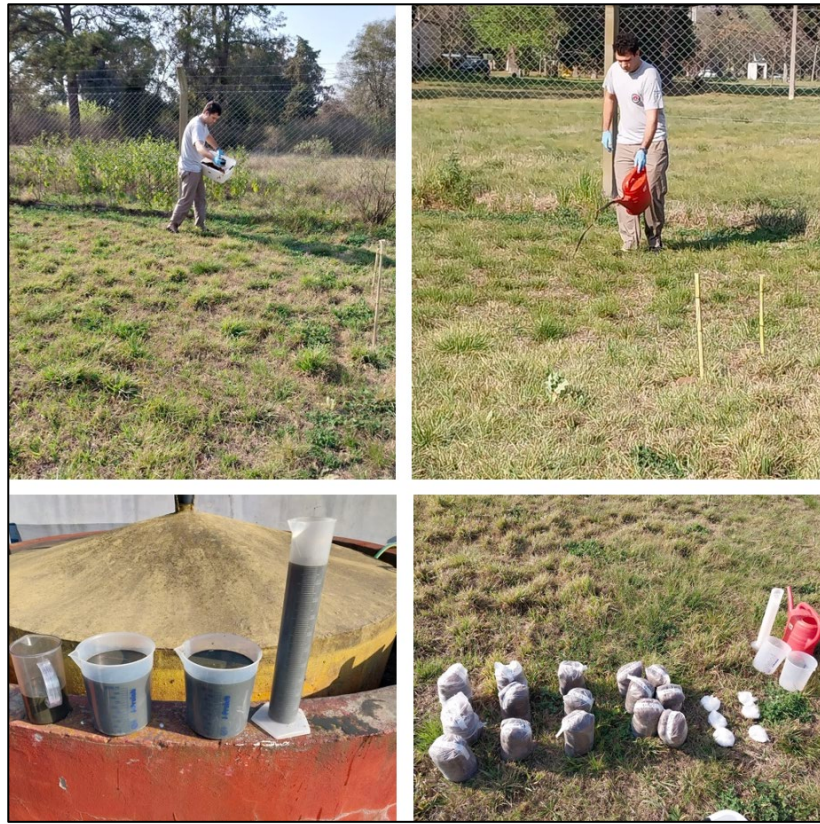


Figura 11. Aplicación del digerido porcino y la urea.



Figura 12. Parcelas luego de la aplicación del digerido.

La figura 13, muestra el cronograma planteado para todo el desarrollo experimental. Siguiendo este itinerario, se puede observar que, a los 15 días de cada una de las aplicaciones, se procedió a la realización de los respectivos muestreos de suelo.

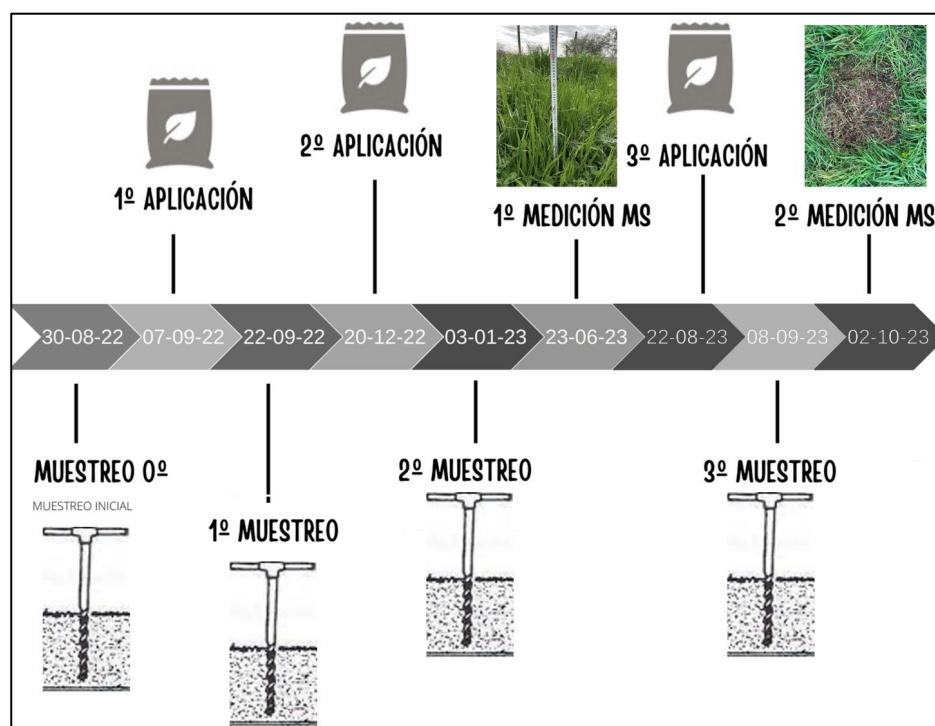


Figura 13. Esquema de actividades realizadas durante el ensayo.

Para todos los muestreos, en cada una de las parcelas se realizaron 12 piques para ambas profundidades (0 a 10 cm y 10 a 40 cm), logrando obtener una cantidad significativa de muestra para los posteriores análisis. Las muestras fueron analizadas para los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE), materia seca (MS); materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), nitratos (NO_3^-); fósforo total (PT), fósforo Bray (P Bray), capacidad intercambio catiónico (CIC), iones totales y solubles, cuyos procedimientos son explicados en el punto 4.6.

4.3. MEDICIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIO-MAZA DE LA PASTURA

En cuanto a la producción de la pastura, la misma se vio afectada por el fenómeno climático “Niña”, que generó una sequía de gran importancia para la región. Por este motivo la producción de la biomasa de la pastura fue medida por primera vez el 23 de junio del 2023, y segunda medición el 2 de octubre de 2023, 101 días posteriores. Para estimar la producción de la pastura, se midió la biomasa generada en cada una de las parcelas. Con el propósito de calcular la materia seca (MS) por hectárea se arrojó al azar dentro de las parcela un cuadrado que representaba $1/4$ de m^2 . Luego se delimitó correctamente el pasto que se encontraba dentro del mismo y se cortó a 8 cm del suelo toda la materia verde (Figura 14).



Figura 14. Toma de muestra de la producción de materia verde de la pastura.

Posteriormente, se colocaron las muestras en una estufa a 105°C hasta peso constante. Una vez secadas las muestras, se pesaron en una balanza de precisión. A partir de la materia seca recolectada en $\frac{1}{4}$ de m² se pasó el valor a lo que representaría la producción en kg/ha.

Como se puede observar en la figura 15, luego de cada uno de los muestreos para determinación de biomasa generada, se procedió al corte total de la pastura en todas las parcelas. De esta manera se daba por terminado un ciclo de crecimiento de la pradera, proporcionando lugar a que la misma siga produciendo.



Figura 15. Desarrollo de la pastura al momento de la segunda medición de biomasa.

4.4. ORIGEN DEL DIGERIDO

Las muestras de digerido porcino fueron obtenidas de un reactor anaeróbico de gran escala, perteneciente a un establecimiento de producción porcina intensificada ubicado a 135 km de Capital Federal (Noreste de la provincia de Buenos Aires). El reactor, de donde fueron extraídas las muestras, procesa diariamente un aproximado de 350 m³ de efluente porcino en codigestión con residuos agroindustriales. Así mismo, el reactor, cuenta a la salida de su tratamiento con un sistema de separación de fases (líquido/sólido) del digerido (Figura 16). Las muestras de DLP y DSP fueron tomadas a la salida del sistema de separación (figura 17).



Figura 16. Tornillo-prensa: encargado de separar la fracción sólida y líquida del digerido porcino.



Figura 17. Recolección del digerido porcino.

4.5. CARACTERIZACIÓN DEL DIGERIDO PORCINO (DLP Y DSP)

A continuación, se describen las metodologías analíticas utilizadas en el digerido líquido y sólido empleadas como fertilizantes en el ensayo a campo.

4.5.1. Métodos analíticos para digerido líquido (DLP)

4.5.1.1. Sólidos Totales y Volátiles (ST y SV)

La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) se realizaron según el método 2540 B y E del *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA *et al.*, 1992).

Los sólidos totales son la porción que se aplica a los residuos de material que quedan luego de la evaporación de una muestra y su posterior secado en estufa a 105 ± 2 °C. Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos totales o porción de sólidos totales retenida por un filtro, sumado los sólidos disueltos totales o aquellos que atraviesan el filtro. Los sólidos volátiles dan una buena aproximación al contenido de materia orgánica presente en la muestra, los cuales son determinados por un método gravimétrico luego de la ignición de la muestra a 550 ± 50 °C.

4.5.1.2. pH y Conductividad Eléctrica (CE)

El pH y la CE fueron medidos directamente sobre el líquido, utilizando electrodos marca ORION. Ambos, conectados a un equipo multiparamétrico marca THERMO ORION 5 STAR. Previo a cada determinación, se realizó la calibración de ambos electrodos, utilizando una solución buffer estándar marca THERMO ORION (CE: 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 12,9 mS/cm y para pH: 4, 7 y 10).

4.5.1.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno es una medida del equivalente de oxígeno necesario para oxidar la carga orgánica mediante un oxidante químico fuerte. Esta variable es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables de los efluentes.

Para la medición de este parámetro, se utilizó el método 5220 D propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA et al., 1992) (Figura 18).

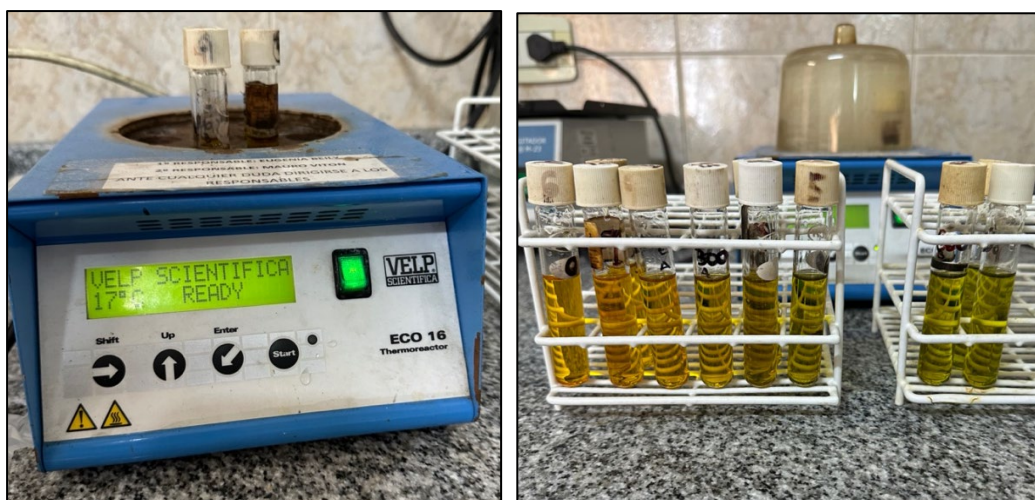


Figura 18. Proceso de determinación de DQO.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)

4.5.1.4. Nitrógeno total Kjeldhal (NTK)

La determinación del nitrógeno total se realizó utilizando el método propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* APHA, et al. (1992) con la modificación propuesta por Carrillo de Cori et al. (1998).

El nitrógeno total (NT) se considera como el nitrógeno orgánico más el nitrógeno del amonio ($\text{N} - \text{NH}_4$) y el nitrato ($\text{N} - \text{NO}_3^-$). Este método consiste en la digestión de una muestra cruda con temperatura, en presencia de ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido salicílico ($\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3$), sulfato potásico (K_2SO_4) y sulfato de cobre (Cu_2SO_4) como catalizador, de forma que los compuestos orgánicos nitrogenados se transformen en sulfato amónico. En este método, la utilización de ácido salicílico es necesaria para transformar el N nítrico en N amoniacal, el cual en un

medio ácido forma grupos nitro con los nitratos y éstos posteriormente se reducen a grupos amino mediante la adición de tiosulfato de sodio (Carrillo de Cori *et al.*, 1998). El producto de esta digestión se destila en exceso de hidróxido de sodio desprendiendo amoníaco (destilador marca Select). El amoníaco se destila por arrastre de vapor y se recoge en una solución de ácido bórico, que posteriormente se titula con una solución de ácido de normalidad conocida.

4.5.1.5. Nitrógeno amoniacal (NH_4^+)

El contenido de nitrógeno amoniacal se produce en gran parte por la desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y la hidrólisis de la urea. El contenido de nitrógeno amoniacal es comúnmente utilizado para estimar el contenido de nitrógeno disponible para su valorización agronómica (Martínez *et al.*, 2021).

Para su determinación, se utilizó el método 4500- NH_3 B propuesto por el *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA *et al.*, 1992).

4.5.1.6. Nitratos ($N - NO_3^-$)

La determinación de nitratos se realizó mediante la técnica colorimétrica de nitración del ácido salicílico según Cataldo *et al.* (1975). En este método se desarrolla, al inicio una curva de calibración con solución patrón de nitrato de potasio, y posteriormente procede a las determinaciones sobre las muestras. Para la medición de la absorbancia, se utilizó un espectrofotómetro (T80+UV/Vis Spectrometer PG Instruments) a una longitud de onda de 410 nm.

4.5.1.7. Fósforo Total (PT)

Para la determinación de Fósforo total se requieren dos pasos: 1) Conversión del compuesto fosforado orgánico a ortofosfato soluble, y 2) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto.

El primer paso consiste en la digestión en microondas del digerido, con ácido sulfúrico concentrado y persulfato de potasio (Figura 19). La digestión se realiza por un período de 30 minutos a 170°C (Martínez *et al.*, 2021).

Para el paso 2) se efectuó la determinación colorimétrica del ortofosfato por el método 4500- P E. propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA *et al.*, 1992), conocido como el método del ácido ascórbico.



Figura 19. Digestión de las muestras en el equipo de microondas.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)

4.5.1.8. Fósforo soluble

Para la determinación de fósforo soluble se requieren dos pasos: 1) Filtrado de la muestra, con el fin de obtener la fracción soluble del fósforo en la muestra líquida y 2) Determinación colorimétrica, mediante el método del ácido ascórbico.

El primer paso consiste en el filtrado de la muestra con un filtro de membranas de 0,45 μm de acuerdo con la metodología propuesta por Martínez *et al.* (2021).

Para el segundo paso se realizó la determinación colorimétrica detallada en el punto 4.5.1.7.

4.5.1.9. Iones Totales

Para la determinación de metales totales se realizó inicialmente una digestión ácida con HNO_3 utilizando un equipo de microondas marca MARS 5, siguiendo la metodología propuesta (Martínez *et al.*, 2021). Luego, se efectuó la determinación de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn mediante un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A. Esta determinación fue realizada en el Laboratorio de Sustratos del Instituto de Floricultura de INTA Castelar.

4.5.1.10. Iones solubles

La medición de los iones solubles se realiza sobre la muestra líquida previamente filtrada (ver punto 4.5.1.8). Posteriormente, se efectúa la medición sobre el sobrenadante obtenido.

La determinación de los iones es realizada en el sobrenadante, utilizando el mismo equipamiento descrito en el punto 4.5.1.9

4.5.1.11. Determinaciones microbiológicas

Para caracterizar microbiológicamente al DLP, se enviaron muestras al laboratorio de bacteriología del Instituto de Patobiología del INTA Castelar. Se determinaron, recuento de coliformes totales, termotolerantes (fecales), *Escherichia coli* y *Salmonella*.

La determinación de Coliformes totales se realizó utilizando la técnica de fermentación en tubos múltiples en caldo Lauril Sulfato, con una incubación a 37°C por 24-48h. Para la determinación de coliformes termotolerantes, se realizó la técnica de fermentación en tubos múltiples en caldo EC, con incubación a 44,5°C por 24-48h. Así mismo, la confirmación de *E. coli* se realizó en placas EMB-MacConkey. Por último, la determinación de *Salmonella*, fue realizada utilizando la metodología de:

- A. Pre-enriquecimiento no selectivo en agua de peptona al 1%.
- B. Enriquecimiento selectivo en caldo tetrationato.
- C. Aislamiento sobre placas de XLDT.
- D. Identificación mediante pruebas bioquímicas.

4.5.2. Caracterización del digerido sólido (DSP)

4.5.2.1. Materia Seca y Humedad (MS y H)

La humedad es el contenido de agua en la muestra húmeda y la materia seca es el material remanente luego de un período de secado. Para la determinación analítica, se utilizó una alícuota de la muestra húmeda secada a $70 \pm 5^\circ\text{C}$ hasta masa constante. La diferencia de masa registrada corresponde al contenido de agua de la muestra. La técnica se realizó de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001).

4.5.2.2. Materia Orgánica (MO) y Ceniza (CEN)

La materia orgánica es el componente predominante de los residuos agropecuarios y agroindustriales. A partir de este valor se puede estimar el contenido de carbono orgánico.

La determinación se realiza calcinando a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ la alícuota que anteriormente fue secada a $70 \pm 5^\circ\text{C}$. La ceniza que se obtiene luego de la calcinación, es la porción mineral de la muestra. Existen varias formas para expresarlo, una de ellas es mediante el contenido de carbono orgánico total (COT) a partir de la materia orgánica:

$$\text{Carbono Orgánico (\%}_{bs}\text{)} = MO_{bs} \div 1,8$$

Donde

MO_{bs} = Materia Orgánica en base seca (%)

1,8 es el factor de conversión que asume que el 56% de la materia orgánica en un compost / digerido está compuesta por carbono.

La técnica se realizó según el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001).

4.5.2.3. Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica es una medida del contenido de sales en solución. Valores altos de conductividad eléctrica en los residuos orgánicos y compost limitan su uso en suelos porque podría incrementar el riego salino. Este parámetro es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transformar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la cantidad y calidad de iones, así como de la temperatura al momento de la medición.

La CE fue medida según el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001), utilizando un electrodo marca THERMO ORION.

4.5.2.4. pH

El pH en una suspensión acuosa indica la actividad del ion hidrógeno e influye sobre la disponibilidad de nutrientes, metales pesados, abundancia y actividad microbológica del material. El pH es un indicador de la calidad del digerido. Este parámetro se midió según el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001), utilizando un electrodo de pH marca THERMO ORION (Figura 20)



Figura 20. Equipo utilizado para la medición de pH y CE.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)

4.5.2.5. Densidad aparente (D)

La densidad aparente de una muestra sólida es la relación entre la masa y el volumen que ocupa. En el caso del digerido, es de relevancia este valor para transformar los resultados analíticos obtenidos en unidades gravimétricas a unidades volumétricas.

Para la medición de este parámetro, se mide la masa de una alícuota de la muestra húmeda que ocupa un volumen determinado. Esta determinación se efectuó mediante el método propuesto por *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001).

4.5.2.6. Nitrógeno total (NT)

El nitrógeno total (NT) se considera como el nitrógeno orgánico más el nitrógeno del amonio ($N - NH_4$) y el nitrato ($N - NO_3$). El contenido de nitrógeno total es utilizado para calcular la relación entre el carbono y el nitrógeno (C:N).

El método se basa en la destrucción de la materia orgánica con ácido sulfúrico concentrado y ácido salicílico en presencia de catalizadores, formándose sulfato de amonio. En este método, la utilización de ácido salicílico es necesaria para transformar el N nítrico en N amoniacal, el cual en un medio ácido forma grupos nitro con los nitratos y éstos posteriormente se reducen a grupos amino mediante la adición de tiosulfato de sodio (Carrillo de Cori *et al.*, 1998). Posteriormente el producto obtenido de la digestión se lo destila en exceso de hidróxido de sodio lo que desprende amoníaco, que a su vez este último se destila por arrastre de vapor y se recoge en una solución de ácido bórico que posteriormente se titula con una solución de ácido sulfúrico valorada. La técnica se llevó a cabo según el método propuesto por *Test Methods for the Examination*

of *Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001), con la modificación propuesta por Carrillo de Cori *et al.* (1998).

4.5.2.7. Nitrógeno amoniacal (NH_4^+)

Para la determinación de este compuesto, se utilizó la metodología propuesta por Martínez *et al.* (2021). Este método consiste en la realización de un extracto de digerido sólido húmedo con solución de cloruro de potasio. Luego el sobrenadante es destilado por arrastre de vapor y recogido en solución de ácido bórico, la cual posteriormente es titulada con una solución de ácido sulfúrico normalizada.

4.5.2.8. Nitratos ($N - NO_3^-$)

Para la determinación del nitrato sobre el digerido sólido, se realizó un extracto en una relación 1+5 vol/vol mediante el método propuesto por Barbaro *et al.* (2011). Este método consta en colocar en un frasco de 250 ml de capacidad total, 150 ml de agua destilada, y posteriormente el agregado de DSP hasta un volumen de 180 ml. Esta mezcla es agitada por 10 minutos a 180 golpes/m. Por último, se deja reposar 15 minutos y se filtra el sobrenadante. Posteriormente se realiza la medición del nitrato sobre la solución filtrada. Para esto, se utilizó el método propuesto por Cataldo *et al.* (1975), desarrollado en el punto 4.5.1.6.

4.5.2.9. Fósforo Total (PT)

Para la determinación del fósforo total se requieren dos pasos: 1) Conversión del compuesto fosforado orgánico a ortofosfato soluble, y 2) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto.

El primer paso consiste en la digestión en microondas de la muestra con ácido nítrico concentrado por un período de 10 minutos a 175°C.

En el segundo paso, se realiza la determinación colorimétrica del ortofosfato por el método 4500- P E. propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA *et al.*, 1992) y de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (USDA & USCC, 2001).

4.5.2.10. Fósforo soluble

La determinación del fósforo soluble, en la fracción sólida del digerido, fue realizada en dos pasos:

1- En el primer paso, se busca a obtención del extracto soluble. El mismo, fue realizado según la metodología desarrollada en el punto 4.5.2.8.

2- Segundo paso: La determinación del colorimétrica del fósforo fue realizada según la metodología desarrollada en el punto 4.5.2.9

4.5.2.11. Índice Respirométrico Estático (IRE)

La actividad biológica se midió utilizando el índice de respiración estático, basado en el contenido de materia orgánica (IRE MO) (USDA & USCC, 2001). Se utilizó un respirómetro estático de acuerdo con el modelo original propuesto por Lannotti *et al.* (1993) y modificado según recomendaciones de USDA & USCC, (2001). La disminución del contenido de oxígeno se controló a través de un medidor de oxígeno disuelto (Lautron 5510, Lutron Co. Ltd., Taiwan). La tasa de respiración de la muestra (tasa de absorción de oxígeno, basada en el contenido de MO) se calculó a partir de la pendiente de la disminución del nivel de oxígeno de acuerdo con los procedimientos estándar (Lannotti *et al.*, 1993).

4.5.2.12. Iones totales

Para la determinación de iones totales se efectuó previamente sobre la muestra una digestión ácida con HNO_3 mediante un equipo marca MARS 5. Luego se realizó la determinación sobre la muestra digerida de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220.

4.5.2.13. Iones solubles

Para la determinación de iones solubles, se realizó inicialmente un extracto siguiendo la metodología propuesta por Barbaro *et al.* (2011).

Posteriormente, se realiza la determinación del contenido de iones solubles (Zn, Fe, Na, Mn, Ca, K, Cu y Mg) en el extracto acuoso obtenidos, a partir de la utilización de un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A.

4.5.2.14. Determinaciones microbiológicas

Para caracterizar microbiológicamente al DSP, se enviaron muestras al laboratorio de bacteriología del Instituto de Patobiología del INTA Castelar. Se determinaron recuento de coliformes totales, termotolerantes (fecales), *Escherichia coli* y *Salmonella*. Se realizó la determinación según el punto 4.5.1.11.

4.6. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

A continuación, se describen los métodos analíticos utilizados para la determinación de la calidad del suelo obtenida en las parcelas experimentales.

4.6.1. Materia Seca y Humedad (MS y H)

Se pesó una alícuota de muestra húmeda en cápsulas de porcelana taradas y se llevó a estufa a una temperatura a $105 \pm 5^\circ\text{C}$ hasta peso constante (24 a 48hs). La diferencia de masa registrada corresponde al contenido de agua de la muestra.

4.6.2. Materia orgánica (MO) y Ceniza (CEN)

El contenido de materia orgánica se determinó mediante el método de pérdida por ignición LOI (Loss On Ignition), de acuerdo con el protocolo descrito por Heiri *et al.* (2001). El procedimiento consiste en la calcinación a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ de la alícuota que anteriormente fue secada a $105 \pm 5^\circ\text{C}$. De esta manera se obtiene el contenido de Cenizas que, junto con los datos de Humedad, se calculan por diferencia los valores de materia orgánica.

4.6.3. Conductividad Eléctrica (CE) y pH

La determinación se realizó de acuerdo con lo desarrollado por Sains. Rozas *et al.* (2011), agregando agua a las muestras de suelo en una relación 1:2,5 (v:v), mezclando a 180 golpes por 20 minutos y dejando reposar durante 20 min. Luego se midió el pH y la CE en dicha solución. El pH y la CE fueron medidos con electrodos marca ORION. Ambos conectados a un equipo multiparamétrico marca THERMO ORION 5 STAR.

4.6.4. Densidad aparente

Para la determinación de la densidad en suelo, se utilizó el método Hoffman desarrollado por Fermín (2003). Esta metodología consiste en llenar una probeta hasta el volumen de 250 ml. Una vez llenada la probeta con tierra se deja caer desde una altura de 10 cm sobre la mesada de trabajo. Luego, se observa el nivel alcanzado por el suelo en la probeta, y se registra el volumen observado. Así mismo, se debe registrar el peso del suelo, medido en una balanza de precisión. Luego, se calcula la densidad con la siguiente ecuación:

$$\text{Densidad (g/L)} = \frac{\text{masa g}}{\text{Volumen (L)}}$$

4.6.5. Nitrógeno total (NT)

Para la determinación del nitrógeno en suelo, se siguió la metodología detallada en el punto 4.5.1.4. Las figuras 21, 22 y 23, muestran los tubos con las muestras de suelo luego de la digestión ácida, el equipo utilizado para la destilación de las muestras y por último el titulador automático utilizado para la titulación de la muestra destilada.



Figura 21. Muestras de suelo digeridas para la determinación de NT.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)



Figura 22. Equipo utilizado para la destilación de las muestras digeridas.

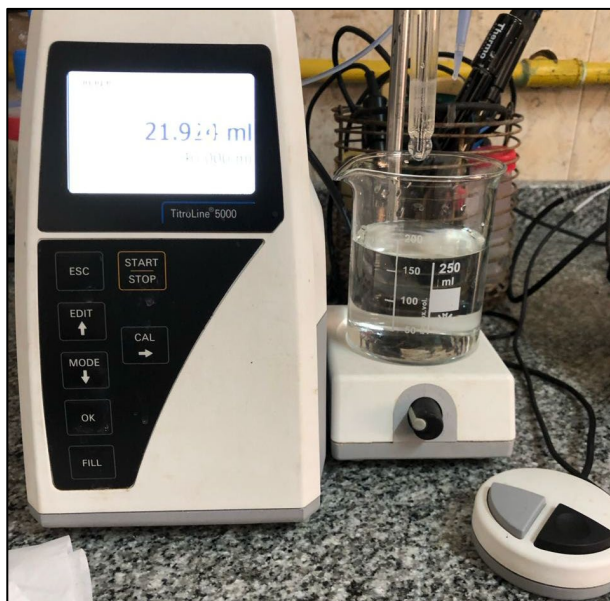


Figura 23. Titulador utilizado para la determinación de NT.

4.6.6. Nitratos ($N - NO_3^-$)

Para la determinación de nitratos sobre la muestra de suelo, se realizó un extracto de la muestra sólida en una relación 1+5 vol/vol mediante el método propuesto por Barbaro *et al.* (2011). Este método consta en colocar en un frasco de 250 ml de capacidad total, 150 ml de agua destilada, y posteriormente el agregado de suelo hasta un volumen de 180 ml. Esta mezcla es agitada por 10 minutos a 180 golpes/min. Por último, se deja reposar 15 minutos y se filtra el sobrenadante como se observa en la figura 24.



Figura 24. Filtración del sobrenadante obtenido de la mezcla de agua y suelo.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)

Posteriormente se realiza la medición de los nitratos sobre la solución filtrada (Figura 25). Para esto, se utilizó el método propuesto por Cataldo *et al.* (1975) desarrollado en el punto 4.5.1.6



Figura 25. Determinación analítica de contenido de nitratos.

4.6.7. Fósforo Total (PT)

La determinación del fósforo total en suelos conlleva dos pasos, los cuáles se desarrollan a continuación:

- Primer paso: la conversión del compuesto fosforado orgánico a ortofosfato soluble, mediante una digestión ácida, siguiendo la norma ISO 10694 (método de extracción con agua regia para elementos en muestras de suelo que contengan menos del 20%

de carbono orgánico), utilizando la metodología propuesta por Rondal Balseca (2021). Para llevar adelante la digestión, se comienza con la trituración de las muestras de suelo secadas previamente. Se colocan en tubos de digestión 3 gr de muestra. Luego se agregan 21 ml de ácido clorhídrico seguido de 7 ml de ácido nítrico. Se deja reposar al menos por 16 horas a temperatura ambiente, lo que permitirá una lenta oxidación de la materia orgánica del suelo. Finalizado el tiempo de reposo, se colocan los tubos en el bloque de digestión, y se realiza la digestión a 135°C por 2 horas. Finalizado el paso de digestión, se deja enfriar, y se decanta sobre un papel de filtro el sobrenadante libre de sedimentos, recogiendo el filtrado en un matraz de 50ml, que luego se enrasa con agua destilada (Figura 26).



Figura 26. Filtrado de muestras de suelo digeridas.

(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar)

- Segundo paso: determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto, siguiendo la metodología desarrollada en el punto 4.5.1.7 (Figura 27)



Figura 27. Determinación colorimétrica del ortofosfato contenido en muestras de suelo.

4.6.8. Fósforo Bray

La determinación de fósforo Bray se realizó siguiendo una metodología de dos pasos. A saber:

- Primer paso: Se realiza la extracción del fósforo de la muestra mediante una solución de fluoruro de amonio y ácido clorhídrico, la cual remueve del suelo las formas de fósforo fácilmente solubles en ácido. Para esto se trabaja con una relación suelo: solución extractora de 1:7 (m/v), colocando 2 g de suelo y 14 ml de dicha solución. Luego se lleva a agitación durante 5 minutos y posteriormente se centrifuga. Luego de la centrifugación, se separa el sobrenadante del sólido depositado en los tubos (Norma IRAM-SAGPyA 29570-1).
- Segundo paso: La determinación del fósforo soluble, se realizó en el sobrenadante obtenido en el primer paso, utilizando la metodología colorimétrica desarrollada en el punto 4.5.1.7

4.6.9. Iones totales

La determinación de iones totales conlleva la realización de dos pasos.

- Primer paso: digestión ácida de las muestras. Este paso, se realizó siguiendo la metodología desarrollada en el punto 4.2.8, Norma ISO 10694 (método de extracción con agua regia para elementos en muestras de suelo que contengan menos del 20% de carbono orgánico), con modificación de Rondal Balseca (2021).
- Segundo paso: Determinación de los iones mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian modelos 220 A).

4.6.10. Iones solubles

Para la determinación de iones solubles, se realizó inicialmente un extracto siguiendo la metodología propuesta por Barbaro *et al.* (2011), como se indica en el punto 4.2.6. Posteriormente, se realizó la determinación del contenido de iones solubles (Zn, Fe, Na, Mn, Ca, K, Cu y Mg) en el extracto acuoso obtenidos, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A.



Figura 28. Obtención del extracto para determinación de sales.



Figura 29. Medición de iones solubles de suelo en equipo de espectrometría de absorción atómica.

(Instituto de Floricultura – INTA Castelar)

4.6.11. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Este parámetro indica la cantidad de cationes que el complejo de cambio puede intercambiar con la solución del suelo, indicando el potencial que el suelo posee para retener e intercambiar nutrientes. Dicha técnica se llevó a cabo según la metodología propuesta por Schollenberger & Simon (1945). Para la cual se pesaron 2 g de suelo, dejándolo en reposo durante la noche, con 20 ml de acetato de amonio 1N (pH=7). La suspensión fue filtrada y posteriormente a este filtrado se lo lavó con 20 ml de acetato de etanol al 96%. Luego, el NH_4^+ en el suelo se desplazó utilizando 40 ml de NaCl al 10% y se cuantificó mediante microdestilación por arrastre de vapor con posterior titulación con H_2SO_4 0,04N. Los meq de ácido consumidos son iguales a los meq de NH_4^+ presentes en la muestras, valor que representa la CIC del suelo.

4.6.12. Textura

La técnica de textura fue realizada según el método de Bouyoucos original (Bouyoucos, 1962). El procedimiento consistió en pasar el suelo seco por un tamiz de 2 mm. Luego se preparó una solución de 50 g de Calgon o también llamado hexametáfosfato de sodio en un litro de agua destilada. Se colocó 100 ml de dicha solución con 50 gr de suelo tamizado en un vaso de dispersión dejando reposar durante 15 a 20 horas. Luego se agregó agua destilada hasta llegar a 3/4 del vaso y se removió con un agitador eléctrico durante 2 minutos. Posteriormente se trasvasó la suspensión de suelo a una probeta, se enrasó y se agitó. Por último, se dejó reposar la probeta y al paso de 40 segundos se realizó la primera lectura con un hidrómetro y una toma de temperatura y al transcurso de 2 horas, se efectuó la segunda medición. La lectura a los 40 segundos supone que luego de este tiempo se han sedimentado todas las partículas de arena y en la suspensión se estaría midiendo la concentración de partículas de limo y arcilla. Con la segunda lectura, se asume que en la suspensión se mide la concentración de las partículas de arcilla, por lo tanto, la concentración de limo se obtiene por diferencia. Por último, en función del porcentaje de arena, limo y arcilla y con la ayuda del triángulo de clases texturales del suelo, se determinó la textura de las diferentes muestras (Rodríguez Acosta *et al.* 2023; Ticona Delgado, 2019).

4.6.13. Medición de clorofila a través del índice SPAD (Soil Plant Analysis Development)

Para la medición de clorofila se utilizó el denominado índice SPAD, el cual es obtenido por el clorofilómetro portátil SPAD-502. Este índice es proporcional a la cantidad de clorofila contenida en la hoja (Ribeiro da Cunha *et al.*, 2015). El SPAD-502 evalúa cuantitativamente la intensidad del verde de la hoja, midiendo las transmisiones de luz dentro de la banda roja (650 nm) y en la banda de infrarrojo (940 nm) del espectro electromagnético. En el rango de 650 nm, la clorofila absorbe la luz en cambio en el rango de 950 nm no hay absorción. Este

elemento permite realizar mediciones instantáneas y sin destruir la hoja como se observa en la figura 30. A su vez, determina un índice SPAD o índice relativo de clorofila que es altamente correlativo con el contenido de clorofila de la hoja, pudiendo identificar la deficiencia de nitrógeno (Shah *et al.* 2017; Guimarães *et al.* 1999; Agenta *et al.* 2001).



Figura 30. Medición del índice SPAD.

4.7. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó un diseño completamente aleatorizado. Los datos provenientes del ensayo fueron analizados estadísticamente con el programa INFOSTAT. Se verificó que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad. Para los datos que cumplieron con dichos supuestos, se empleó para analizar diferencias entre tratamientos de un mismo momento de muestreo, el análisis de la varianza (ANOVA) de una vía seguido por el Test de Tukey, con un nivel de significancia de $p < 0,05$. Con los datos que no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad, se utilizó el Test de Kruskal-Wallis, con un nivel de significancia de $p < 0,05$. Y por último, para la elaboración de los gráficos se empleó el programa Prism 5 (GraphPad Software).

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1. CARACTERIZACIÓN DEL DIGERIDO PORCINO

En la tabla 3 se muestran los promedios con los desvíos estándar de los parámetros físicos-químico, microbiológicos y parasitológicos del digerido líquido porcino analizados en cada tiempo de muestreo. A su vez, se muestran los valores propuestos por la Resolución 19/2019, de calidad de digerido para aplicación agrícola de digerido provenientes de plantas de digestión anaeróbica.

Tabla 3. Caracterización Fisicoquímica del digerido líquido porcino previo a la aplicación al suelo. Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar.

Variables	Unidades	Digerido líquido porcino	Resolución 19/2019 ⁽¹⁾
pH	UpH	7,95 $\pm$ 0,10	6,5-8,5
CE	(mS/cm)	29,94 $\pm$ 0,24	*
H	H%	97,14 $\pm$ 0,03	-
MO	% BS	66,23 $\pm$ 3,22	>40%
COT	g/kg BS	36,79 $\pm$ 3,22	-
Densidad	g/kg BS	1,02 $\pm$ 0,01	-
DQO T	g/L BH	28,98 $\pm$ 1,61	-
DQO S	g/L BH	21,42 $\pm$ 0,80	-
PT	mg/L BS	7502,05 $\pm$ 80,62	*
PS	mg/L BS	413,62 $\pm$ 88,73	-
Ca soluble	mg/Kg BS	4427,08 $\pm$ 47,74	-
Mg soluble	mg/Kg BS	5041,57 $\pm$ 47,64	-
K soluble	mg/Kg BS	25385,42 $\pm$ 48,74	-
Na soluble	mg/Kg BS	29770,83 $\pm$ 50,74	*
Zn soluble	mg/Kg BS	1183,13 $\pm$ 4,91	-
Mn soluble	mg/Kg BS	1550,31 $\pm$ 15,65	-
Cu soluble	mg/Kg BS	8986,98 $\pm$ 11,79	-
Fe soluble	mg/Kg BS	12673,65 $\pm$ 6,68	-
Ca total	ml/L BS	12847,23 $\pm$ 342,25	-
Mg total	mg/Kg BS	14342,00 $\pm$ 197,60	-
K total	mg/Kg BS	82964,04 $\pm$ 215,88	*
Na total	mg/Kg BS	36205,84 $\pm$ 647,63	-
Zn total	mg/Kg BS	2105,14 $\pm$ 74,07	300
Mn total	mg/Kg BS	401,28 $\pm$ 5,51	-
Cu total	mg/Kg BS	1078,31 $\pm$ 14,14	150
Fe total	mg/Kg BS	1978,52 $\pm$ 21,03	-
Coliformes Totales	CT/ml	>1100	<1000
Coliformes Termotolerantes	CT/ml	>1100	-
<i>E. Coli</i>	E. coli/ml	>1100	Ausencia
<i>Salmonella</i>	NMP/4 g	Negativo	< 3

⁽¹⁾ Resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. * No hay límite, a declarar a la autoridad (SAyDS, 2019). H: humedad, MO: Materia orgánica; COT: Carbono orgánico total. PT: Fósforo total, PS: Fósforo soluble, DQO T: Demanda química de oxígeno total, DQO S: Demanda química de oxígeno soluble. BS: base seca

En la tabla 4 se muestran los promedios con los desvíos estándar de los parámetros físicos-químicos, microbiológicos y parasitológicos del digerido sólido porcino analizados para cada una de las aplicaciones. A su vez, se muestran los límites y parámetros de calidad para aplicación agrícola de digerido provenientes de plantas de digestión anaeróbica (Res. 19/2019).

Tabla 4. Caracterización Fisicoquímica del digerido sólido porcino previo a la aplicación al suelo. Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar.

Variable	Unidad	Digerido sólido porcino	Resolución 19/2019 ⁽¹⁾
pH	UpH	8,53 $\pm$ 0,06	6,5-8,5
CE	(mS/cm)	4,93 $\pm$ 0,40	*
H	H%	71,10 $\pm$ 0,15	-
MO	% BS	89,05 $\pm$ 0,96	> 40%
COT	g/kg BS	49,47 $\pm$ 0,53	-
Densidad	g/kg Base seca	0,98 $\pm$ 0,03	-
PT	mg/Kg	5840,70 $\pm$ 32,26	*
PS	mg/Kg	7,10 $\pm$ 0,59	-
Ca soluble	mg/Kg	350,38 $\pm$ 81,84	-
Mg soluble	mg/Kg	313,46 $\pm$ 36	-
K soluble	mg/Kg	7126,06 $\pm$ 1061,60	*
Na soluble	mg/Kg	2658,32 $\pm$ 350,98	-
Zn soluble	mg/Kg	15,80 $\pm$ 2,20	-
Mn soluble	mg/Kg	25,53 $\pm$ 0,70	-
Cu soluble	mg/Kg	15,99 $\pm$ 1,96	-
Fe soluble	mg/Kg	11,95 $\pm$ 2,35	-
Ca total	mg/Kg	5368,27 $\pm$ 1013,31	-
Mg total	mg/Kg	4721,75 $\pm$ 629,44	-
K total	mg/Kg	7207,69 $\pm$ 473,39	*
Na total	mg/Kg	3707,09 $\pm$ 145,55	-
Zn total	mg/Kg	296,26 $\pm$ 31,17	300,00
Mn total	mg/Kg	126,26 $\pm$ 21,13	-
Cu total	mg/Kg	147,20 $\pm$ 12,97	150,00
Fe total	mg/Kg	395,74 $\pm$ 61,19	-
IRE	mg O ₂ /g MO.h	1,57 $\pm$ 0,10	$\leq$ 0,5
Coliformes Totales	CT/g	>1100	-
Coliformes Termotolerantes	CTt/g	21	-
E. Coli	E. coli/g	21	Ausencia
Salmonella	NMP/4 g	Negativo	<3

⁽¹⁾ Resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. * No hay límite, a declarar a la autoridad (SAyDS, 2019). H: humedad, MO: Materia orgánica; COT: Carbono orgánico total. PT: Fósforo total, PS: Fósforo soluble, BS: base seca, IRE: Índice Respirométrico Estático.

Ambas fracciones del digerido porcino presentaron pH alcalino, situación reportada por otros autores en la bibliografía (Nkoa, 2013; Alburquerque *et al.*, 2012; Tigini *et al.*, 2016; Cucina *et al.*, 2021). El valor de pH, en un proceso anaeróbico, resulta dependiente de la resistencia que manifiesten los sistemas buffer ($\text{CO}_2/\text{HCO}_3/\text{CO}_3^-$; $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$; $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{CH}_3\text{COOH}^-$), de la producción de carbonato de amonio, así como del contenido de AGV. Dicho valor puede aumentarse con la formación de carbonato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3]$ y la eliminación

de CO_2 como resultado de la transformación del CO_3^{2-} y 2H^+ a CO_2 y H_2O . A su vez, al disminuir la cantidad de ácidos grasos volátiles, producto de la formación de CH_4 , se genera un aumento del pH, como consecuencia de la acción de los sistemas amortiguadores y de la formación de carbonato de amonio (Cendales Ladino, 2011).

Respecto a la conductividad eléctrica (CE), la fracción líquida presentó valores más elevados que la fracción sólida, este fenómeno se encuentra en concordancia con los valores hallados por Beily (2015) y Martínez-Suller *et al.* (2008) quienes observaron valores de CE superiores a los 14 mS/cm. Estos valores se encuentran asociados a la dieta animal. En general, en las producciones intensificadas las dietas suelen ser enriquecidas con el agregado de sales como el Cu, Zn, Na y K en cantidades que pueden exceder los requisitos fisiológicos de los cerdos (Jondreville *et al.*, 2003). A su vez, Bernal Calderon *et al.* (2011) demostró que existe una alta correlación entre la CE con el N total, N – NH_4 , K, Zn y Cl, obteniendo una ecuación lineal que permite estimar rápidamente a partir de la CE varios parámetros de la calidad del digerido. De igual modo, Antezana *et al.* (2016) comprobó que la CE del digerido porcino cambia en función de la categoría de animal del que se obtenga, siendo mayor en cerdos en crecimiento y cerdas gestantes.

Respecto a la DQO de la fracción líquida del digerido, se hallaron valores similares a los obtenidos por Beily *et al.* (2023), Antezana *et al.* (2016) y Martínez-Suller *et al.* (2008). Saveyn & Eder (2014) realizaron un estudio en el cual analizaron digeridos provenientes de diferentes plantas de digestión anaeróbica y encontraron altos valores de MO de los digeridos, siendo del 66% para la fracción líquida y 89% para la fracción sólida, destacando su valor agronómico. Como en la digestión anaeróbica los compuestos de carbono son degradados rápidamente, los digeridos presentan baja presencia de materiales de fácil degradación, lo que provoca baja tasa de degradación microbiana y consumo de oxígeno en el suelo, brindándoles un alto nivel de estabilidad biológica y, por lo tanto, buenas propiedades de enmienda (Kirchmann & Bernal, 1997; Tambone *et al.*, 2019). La digestión anaeróbica es capaz de degradar la materia orgánica del purín, logrando gran estabilidad del digerido sólido (Tambone *et al.*, 2014).

Respecto al contenido de agua en los digeridos, la fracción líquida presentó un 97% y la sólida un 71%, demostrando que ésta última se caracteriza por tener mayor contenido de sólidos totales (Mazzini *et al.*, 2020). Al separarse las fracciones, un gran contenido de los sólidos totales quedan en el digerido sólido, rondando valores de 15 a 30%, dependiendo de la técnica utilizada y el tipo de purín. Esta fracción concentra la materia orgánica y los nutrientes en una forma predominantemente orgánica y de liberación lenta. En cambio, la fracción líquida se caracteriza generalmente por contenidos de sólidos totales de 1 a 8%, concentrando en sí misma los compuestos solubles, incluido el nitrógeno en forma de amonio, con un efecto fertilizante más rápido (Fabbri *et al.*, 2012; Tambone *et al.*, 2019).

Respecto al fósforo, la fracción líquida del digerido presentó valores más elevados 7500 mg/kg MS mientras que la fracción sólida presentó 5840 mg/kg MS, mostrando valores similares a los observados por Tambone *et al.* (2017). Sin embargo, si consideramos los valores de fósforo en materia fresca, la fracción que mayor aporte de dicho nutriente genera es la sólida (Mazzini *et al.*, 2020). Las altas concentraciones de fósforo en los digeridos, se explica debido a que en la alimentación de los cerdos en confinamiento, es común de que existan excesos de fósforo, por ejemplo en los granos que consumen en su alimentación. En su mayoría, los granos presentan en su estructura ácido fítico, el cual contiene P en su estructura química. Este compuesto, no puede ser aprovechado por los animales monogástricos, por lo cual es excretado en una gran proporción (Coffen Juhasz, 2020).

Así mismo, un estudio generado por Mazzini *et al.* (2020), plantea que los digeridos no tienen una relación entre N, P y K favorable para los requerimientos de los cultivos. Debido a esta situación normalmente suelen realizarse las aplicaciones en base al contenido de nitrógeno (elemento más limitante). De esta manera, muchas veces el contenido de fósforo no es tenido en cuenta, pudiendo generar excesos de P en el suelo, debido a la aplicación reiterada de este tipo de enmiendas. La tabla 5 muestra los aportes de fósforo realizados al suelo en el presente estudio (Tambone *et al.*, 2017).

Tabla 5. Dosis de fósforo aplicada mediante el digerido porcino en los diferentes momentos.

Tratamiento	Unidades	1ª aplicación	2ª aplicación	3ª aplicación	Acumulado
T1	kg/ha	22,8	90,8	54,6	168,3
T3	kg/ha	45,7	181,8	110,0	337,5

Según estimaciones de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO), sólo una quinta parte del fósforo utilizado para la producción de alimentos se consume realmente en forma de alimento, y el 90% del P que entra en el sistema, lo hace como fertilizantes orgánicos y minerales que luego se dispersa en el ambiente, principalmente en cuerpos de agua y suelos (FAO, 2017). Por este motivo, es importante poder determinar el aporte de fósforo realizado al suelo y controlar su aplicación.

Con respecto al nitrógeno, como se puede observar en las tablas 6 y 7 los contenidos de NT y $N - NH_4^+$ son más altos en la fracción líquida, concordando con lo obtenido por Mazzini *et al.* (2020) y Tambone *et al.* (2017). El mayor porcentaje de amonio en la fracción líquida se explica debido a la gran solubilidad del amoníaco en el agua. La formación y concentración del amonio en el digerido dependerá de la temperatura y el pH (Mórtola *et al.*, 2022). Por este motivo, se ha indicado al digerido líquido apto para sustituir al fertilizante mineral nitrogenado (Riva *et al.*, 2016).

Los valores de NT y $N - NH_4^+$ del DSP de la segunda y tercera aplicación concuerdan con los valores obtenidos por Tambone et al. (2014). El valor de la primera aplicación es más alto debido a que la planta de la cual se obtuvo el producto estaba siendo alimentado casi en su totalidad con efluente porcino. Situación que cambio para el segundo y tercer muestreo, en donde se le incorporó a la planta de biogás mayor porcentaje de residuos forrajeros.

Tabla 6. Contenido de nitrógeno de amonio ($N - NH_4^+$), nitrógeno total (NT) y nitrógeno de nitratos ($N - NO_3^-$) del digerido líquido porcino para cada una de las aplicaciones. Valores medios ($n=3$) $\pm$ Desviación Estándar. Valores expresados en base seca. ND: no detectable.

Digerido líquido porcino					
Variables	Unidades	Primera aplicación	Segunda aplicación	Tercera aplicación	Resolución nacional
$N - NH_4^+$	$N - NH_4^+$ g/Kg	333,63 $\pm$ 3,40	106,9 $\pm$ 4,53	88,18 $\pm$ 3,27	a declarar
NT	g/kg	423,02 $\pm$ 7,04	122,62 $\pm$ 47,13	132,00 $\pm$ 2,35	-
$N - NO_3^-$	mg/kg	ND	ND	ND	-

Tabla 7. Contenido de nitrógeno de amonio ($N - NH_4^+$), nitrógeno total (NT) y nitrógeno de nitratos ($N - NO_3^-$) del digerido sólido porcino para cada una de las aplicaciones. Valores medios ($n=3$) $\pm$ Desviación Estándar. Valores expresados en base seca. ND: no detectable.

Digerido sólido porcino					
Variables	Unidades	Primera aplicación	Segunda aplicación	Tercera aplicación	Resolución nacional
$N - NH_4^+$	$N - NH_4^+$ g/Kg	25,02 $\pm$ 1,41	6,6 $\pm$ 1,07	11,04 $\pm$ 0,78	<400
NT	g/kg	60,78 $\pm$ 2,28	17,14 $\pm$ 2,54	19,86 $\pm$ 7,20	-
$N - NO_3^-$	mg/kg	ND	ND	ND	-

El nitrógeno en forma de amonio, es rápidamente nitrificado en el suelo bajo condiciones favorables y aprovechadas por las plantas. A su vez, esta forma de N se caracteriza por ser muy soluble, por lo que ante aplicaciones excesivas de digerido porcino se aumenta el riesgo de lixiviación y contaminación de napas (Bernal Calderon *et al.*, 2011). Es por este motivo, que antes de la aplicación de digerido al suelo, deben realizarse controles para evitar efectos negativos sobre el ambiente, tanto por contaminación atmosférica como freática (Albuquerque *et al.*, 2012).

En referencia a los macronutrientes, el K debido a su alta solubilidad se encuentra en cantidades superiores en la fracción líquida del digerido (Riera *et al.*, 2018). La concentración de K en los digeridos puede variar ampliamente en función de la dieta de los animales, ya que se estima que un 59% del total consumido resulta excretado (Hatfield *et al.*, 1998). Para el caso del Ca, Mg y Na también se encontraron altas concentraciones, principalmente en la fracción líquida del digerido. Los valores hallados para los macronutrientes, se encuentra en concordancia con lo expuesto por Tambone et al. (2017).

Respecto a los micronutrientes, se registraron altas concentraciones de Zn, Mn, Cu y Fe, los cuales pueden ir variando ampliamente, debido a que en el proceso anaeróbico intervienen diversos factores, tales como la adsorción, complejación, pH, reacciones de precipitación y potencial redox. Por lo general se pueden encontrar excesos en la concentración de Cu y Zn en las dietas de los cerdos debido a que se utilizan como promotores de crecimiento o porque muchas veces se aplican grandes cantidades por seguridad (Jondreville *et al.*, 2003). Estos dos micronutrientes, así como el Na, se encuentran en altas concentraciones, principalmente en purines de lechones destetados (Antezana *et al.*, 2016). Como porcentaje del contenido total de minerales aportados en la dieta, el estiércol porcino excretado se estima que contiene 86% de Cu, 100% de Zn, 79% de Mn, 40% de Ca, 74% de Mg y 66% de Na (Hatfield *et al.*, 1998). Por lo tanto, si no se hace un seguimiento adecuado, los digeridos porcinos pueden representar una amenaza a largo plazo para la salud del suelo debido a la acumulación de los elementos metálicos, principalmente Cu, Zn y Mn (Nkoa, 2013).

Por último, en referencia a los patógenos, la fracción líquida presentó valores más elevados que la sólida, aunque en ninguno de los casos se aisló *Salmonella*. Los parámetros claves que suelen relacionarse directamente con la eliminación de patógenos en los procesos de digestión anaeróbica son el tiempo de retención, la temperatura, las altas concentraciones de AGV y amoníaco (Ottoson *et al.*, 2008). La elevada cantidad de amonio ($N - NH_4$) es directamente proporcional a la inactivación de determinados patógenos. Este mecanismo de inactivación podría deberse a la modificación de la membrana, aumento de pH del citoplasma y/o por pérdidas de los iones de K (Mórtola *et al.*, 2022). Durante el proceso de digestión anaeróbica se ha comprobado la inactivación de *Salmonella typhi*, adjudicando este fenómeno al pH y a las altas concentraciones de AGV. La eliminación puede ser total cuando las concentraciones de AGV rondan entre 15000 y 19000 mg/L e incompleta cuando se encuentran entre 800 y 500 mg/L (Kunte *et al.*, 2004). La temperatura termofílica durante el proceso de DA genera una disminución más rápida de los microorganismos patógenos que el rango mesofílico, brindándole a la temperatura un factor clave para la supervivencia de los patógenos durante dicho proceso (Mórtola *et al.*, 2022). Por estos motivos, es que se ha demostrado a nivel mundial, la eficiencia de la digestión anaeróbica como sistemas de estabilización y reducción de organismos patógenos de los purines y efluentes (Beily *et al.*, 2019).

5.2. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

En la tabla 8 se muestra la caracterización inicial del suelo, indicando la línea de base del ensayo. Como puede observarse, el mismo presenta características particulares, por encontrarse dentro de un sitio experimental, en donde no se ha desarrollado ningún tipo de actividad agrícola-ganadera hasta el momento. Este presentó un bajo grado de degradación debido a que su única función fue mantener una pastura polifítica, demostrando un nivel de extracción

de nutrientes bajo. Esto permite diferenciarlo de los suelos productivos, que se caracterizan por encontrarse más degradados, con valores de materia orgánica y carbono orgánico total muy por debajo a los que pueden hallarse en este suelo.

Tabla 8. Caracterización inicial del suelo.

Suelo inicial			
Parámetro	Unidad	Profundidad	
		0-10 cm	10-40 cm
pH	UpH	7,78 ± 0,46	6,82 ± 0,40
CE	mS/cm	85,38 ± 11,70	66,01 ± 18,96
NT	mg/kg	1392,92 ± 420,4	1972,41 ± 442,94
NO ₃	mg/kg	43,30 ± 23,41	32,30 ± 10,51
PS	mg/kg	105,3 ± 35,08	173,50 ± 78,96
PS	mg/kg	21,97 ± 2,84	9,98 ± 4,11
MO	%	11,73 ± 0,67	7,44 ± 0,10
COT	%	5,86 ± 0,33	3,72 ± 0,05
Ca soluble	mg/kg	1,65 ± 0,06	1,49 ± 0,45
Mg soluble	mg/kg	4,53 ± 0,99	3,35 ± 1,71
K soluble	mg/kg	437,17 ± 17,54	687,73 ± 271,72
Na soluble	mg/kg	67,13 ± 5,54	68,70 ± 11,82
Zn soluble	mg/kg	4,52 ± 1,18	4,31 ± 1,81
Cu soluble	mg/kg	1,60 ± 0,31	1,92 ± 0,34
Fe soluble	mg/kg	461,51 ± 16,16	860,95 ± 238,45
Ca total	mg/kg	450,70 ± 141,00	174,80 ± 36,90
Mg total	mg/kg	2600,40 ± 836,30	2516,20 ± 878,60
K total	mg/kg	4585,40 ± 1572,90	3529,40 ± 225,80
Na total	mg/kg	696,10 ± 176,40	522,50 ± 197,10
Zn total	mg/kg	84,3 ± 14,2	72,40 ± 19,70
Cu total	mg/kg	27,1 ± 10,10	19,70 ± 5,60
Fe total	mg/kg	215,7 ± 85,80	241,60 ± 39,40
CIC	meq/100 gr	27,70 ± 0,56	29,50 ± 0,17

Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar. NT: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica, NO₃. Nitrato, PT: fósforo total, PS: fósforo soluble; MO: materia orgánica, COT: carbono orgánico total soluble; CIC: capacidad de intercambio catiónico. Valores expresados en base seca.

A continuación, se mostrarán los resultados obtenidos al final del ensayo para los diferentes parámetros analizados y las dos alturas muestreadas, luego de los tres periodos de aplicación de digeridos y urea (Tercer muestreo).

En la figura 31 (a) se puede observar que el pH no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, a lo largo del estudio. Resultados similares fueron obtenidos en distintos ensayos realizados con aplicación de digeridos y efluentes porcinos (Bongiovanni *et al.*, 2018; Iocoli & Gómez 2015; Pegoraro *et al.*, 2014; Balota *et al.*, 2010).

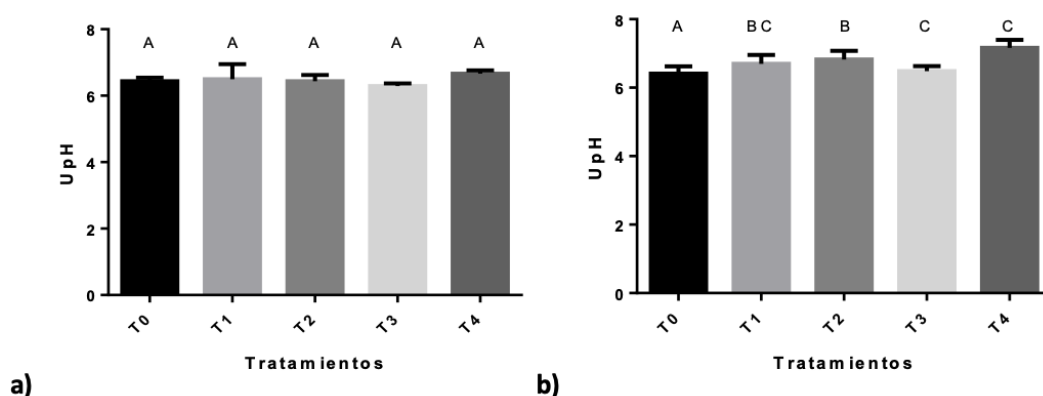


Figura 31. Valores promedios de pH (U pH) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis (a) y Test de Tukey (b) ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Así mismo, al evaluar la altura de 10 a 40 cm (figura 31 (b)), pudo observarse que todos los tratamientos fertilizados se diferenciaron significativamente del testigo. Resultados similares fueron obtenidos por Coffen Juhasz (2020), quien observó incrementos de pH en los tratamientos fertilizados con digerido porcino y urea. A su vez, Odlare *et al.* (2008) encontró aumentos de pH sobre el suelo ante la aplicación de residuos orgánicos, el cual los asoció a las características alcalinas y las altas concentraciones de amonio de los productos utilizados.

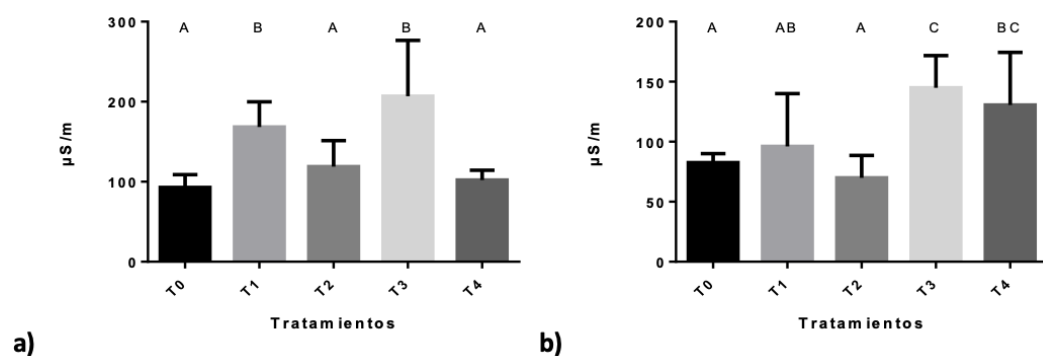


Figura 32. Valores promedios de CE ($\mu S/m$) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Con respecto a la CE, la figura 32 (a) se observa que los tratamientos con digerido porcino presentaron mayor CE, diferenciándose significativamente del tratamiento control y los fertilizados con urea. Sin embargo este fenómeno se vio disminuido a mayor profundidad del suelo (figura 32 b), en donde el T1 (dosis baja de digerido) no presentó diferencias significativas con el testigo ni con la dosis

baja de urea (T2). Sin embargo, el T3 y el T4 (dosis altas de digerido y urea) sí presentaron diferencias significativas respecto del testigo. Situación similar a la encontrada en el T4 fué observada por Coffen Juhasz (2020), quien halló una tendencia de aumento de la CE en los tratamientos fertilizados con urea.

Como se explico anteriormente, los valores elevados de CE en los digeridos, se deben a la naturaleza propia de los mismo los cuales presentan altos contenidos de sales, explicando el efecto de aumento en la CE hallada en el suelo. De igual manera, García-Sánchez *et al.*, 2015 realizaron un estudio en el cual hallaron un aumento de la CE posterior a la aplicación de digerido en suelos Chernozem, a los 30 y 60 días de aplicado. El aumento de conductividad en suelos, enmendados con digeridos o efluentes porcinos, fue reportado por otros autores (Mórtola *et al.*, 2022; Pegoraro *et al.*, 2014 y Freitas *et al.*, 2004). Sin embargo, podemos encontrar trabajos en los cuales la CE no se vio afectada respecto al testigo, como fue el caso de Bongiovanni *et al.* (2018), Iocoli & Gómez (2015) y Riera (2019). Por estos motivos, resulta indispensable realizar controles de la CE ante aplicaciones sucesivas de digerido porcino.

Numerosos investigadores (Clark *et al.*, 1998; Debbie *et al.*, 2002; Hirzel *et al.*, 2009) han demostrado que la frecuente aplicación de enmiendas orgánicas a lo largo de los diferentes cultivos permite aumentar el contenido de materia orgánica y carbono orgánico total del suelo. La figura 33 muestra el contenido de MO al finalizar el ensayo para los 5 tratamientos evaluados, a la profundidad de 0 a 10 cm.

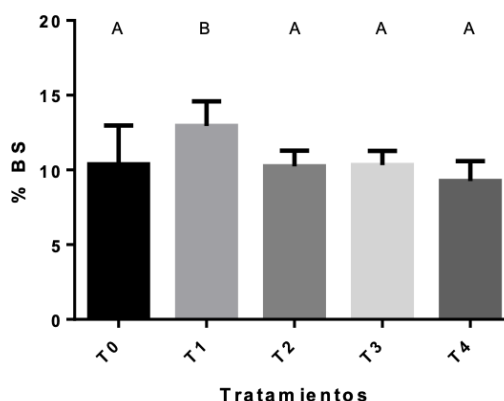


Figura 33. Valores promedios de MO (% BS) en suelo, a una profundidad de 0 a 10 cm durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Como puede observarse, se produjo un incremento de la MO para el T1, mostrando diferencias significativas con los demás tratamientos evaluados. Estos resultados coinciden con estudios realizados por Carter & Campbell (2006) y

Yagüe *et al.* (2012), quienes obtuvieron un incremento en la MO al aplicar efluente porcino al suelo.

Las aplicaciones puntuales de enmiendas orgánicas no suelen generar un gran incremento en la MO del suelo, debido a que una vez aplicada las enmiendas, el carbono orgánico aportado comienza a ser asimilado gradualmente por la biomasa microbiana del suelo y alrededor de 2/3 de este carbono son perdidos como producto de la respiración microbiana, y sólo 1/3 de carbono ingresado contribuye a incrementar el contenido de MO, por lo tanto el aumento final es bajo (Riera, 2019).

Un estudio realizado durante 3 años por Walsh *et al.* (2018) en el cual se comparaba la aplicación de diferentes tipos de fertilizantes inorgánicos versus la aplicación de digeridos, observaron aumentos de la materia orgánica del suelo en los tratamientos enmendados con digerido. De esta manera lograron obtener mejoras en la retención de nutrientes y en la calidad del suelo en general. Así mismo, observaron efectos residuales, en el contenido de nutrientes, debido a la liberación más lenta de éstos. Así mismo, es importante resaltar que el sitio experimental en el cual se llevó a cabo el ensayo es un suelo que no ha sido utilizado para producción agrícola-ganadera, por lo cual no ha sufrido extracción de nutrientes por largos periodos. Por este motivo, algunos parámetros tales como la materia orgánica y CIC son más elevados que un suelo explotado productivamente.

Las tablas 9 y 10, muestran los valores de CIC hallados para durante el muestreo inicial y el muestreo final.

Tabla 9. Valores promedios de CIC (meq/100 gr), durante el primer muestreo. Valores medios (n=3) $\pm$ Desviación Estándar.

Tratamiento	Profundidad	
	0 -10 cm	10-40 cm
T0	27,13 $\pm$ 2,71 A	29,77 $\pm$ 0,45 A
T1	25,10 $\pm$ 1,18 A	28,7 $\pm$ 2,86 A
T2	27,63 $\pm$ 2,66 A	31,30 $\pm$ 2,90 A
T3	27,97 $\pm$ 2,11 A	29,07 $\pm$ 2,04 A
T4	26,93 $\pm$ 4,14 A	26,67 $\pm$ 5,20 A

Tabla 10. Valores promedios de CIC (meq/100 gr), durante el tercer muestreo. Valores medios (n=3) $\pm$ Desviación Estándar.

Tratamiento	Profundidad	
	0 -10 cm	10-40 cm
T0	28,3 $\pm$ 1,53 A	28,1 $\pm$ 1,29 A
T1	30,7 $\pm$ 1,19 A	28,9 $\pm$ 1,44 A
T2	28,9 $\pm$ 1,94 A	28,8 $\pm$ 2,09 A
T3	30,1 $\pm$ 2,01 A	31,7 $\pm$ 1,23 A
T4	33,7 $\pm$ 1,57 A	29,7 $\pm$ 1,41 A

Como se puede observar en las tablas 9 y 10, no se evidenciaron diferencias significativas en los valores de CIC, entre los tratamientos para ninguno de los muestreos evaluados. Esto se asocia a que el suelo inicial ya presentaba valores elevados de CIC. Sin embargo, un trabajo realizado por Mendoza-Dávalos *et al.* (2021) hallaron aumentos en la CIC ante la aplicación de enmiendas orgánicas, pasando de un nivel bajo a un nivel medio. A su vez, estudios anteriores realizados por Alegre Orihuela (1977), indicaron que la incorporación de enmiendas, como compost y estiércol, pueden incrementar hasta 130% la CIC del suelo en comparación a los valores iniciales. Cabe destacar que en el estudio realizado por Alegre Orihuela, los valores de CIC inicial eran de 10,5 meq/100gr, aproximadamente un tercio del valor promedio encontrado en el suelo inicial en el presente estudio.

Con respecto al nitrógeno, la figura 34 muestra los valores promedio de NT hallados en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el último muestreo realizado (Muestreo 3).

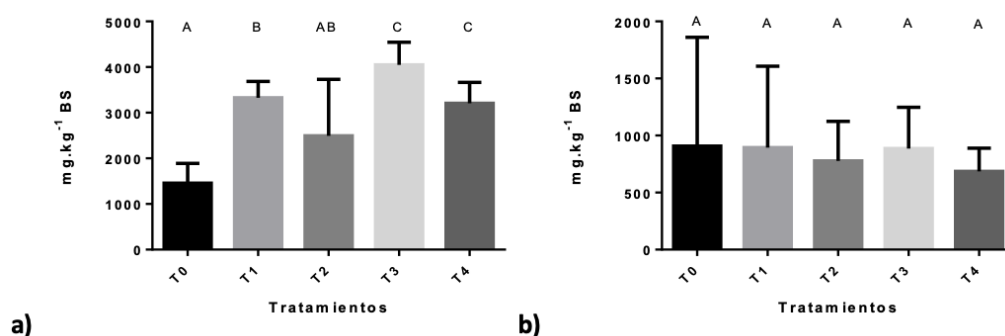


Figura 34. Valores promedios de NT (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Como puede observarse, a la profundidad de 0 a 10 cm, los tratamientos T1 (50 kg N/ha con DP) y T3 (100 kg N/ha con digerido) y T4 (100 kg N/ha con urea) presentan diferencias significativas con respecto al testigo, en el contenido de NT. Además, los tratamientos con mayor aporte de N, no se diferenciaron significativamente entre sí, aunque se vio una tendencia a mayor contenido de NT en suelo en el tratamiento fertilizado con digerido.

Giacomini & Aita (2008) realizaron un estudio en el cual demostraron que los suelos aplicados con efluente porcino presentaban mayores concentraciones de nitrógeno inorgánico frente a los tratamientos sin aplicación. Esto se explica por la elevada concentración de nitrógeno que poseen los efluentes y enmiendas orgánicas provenientes de estiércoles animales. Además, las enmiendas poseen la capacidad de liberar lentamente los nutrientes cuando son incorporados al

suelo. Así mismo, por este efecto de liberación lenta, es que los cultivos y los microorganismos del suelo tiene mayor posibilidad de incorporarlos generando que se reduzcan significativamente las pérdidas a través de la volatilización de NH_3 (Giacomini, 2005). Otro estudio realizado por García-López *et al.* (2023) observaron incrementos del N total del suelo, cuando aplicaban como fertilizantes digeridos anaeróbicos. Así mismo, en ese trabajo, verificaron que los tratamientos con mayor dosis de nitrógeno aplicado se correlaciona con las mayores concentraciones de nitrógeno en suelo encontradas, y que la forma predominante de N en suelo era la orgánica.

Del mismo modo, se puede destacar que frente a un producto tal como el digerido porcino, que presenta nitrógeno en diferentes formas, el paso a nitrógeno disponible (NO_3^-) se hace de forma paulatina en el tiempo a diferencia de la urea, la cual entrega el nitrógeno de forma rápida y en un periodo de tiempo corto.

Por otro lado, como se observa en la figura 34 (b) que no se evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos, para el contenido de NT a la profundidad de 10 – 40 cm. Este fenómeno posiblemente pueda explicarse debido al corto periodo transcurrido entre la última aplicación y la toma de muestra final, sumado a las escasas precipitaciones en dicho periodo, lo que impidió que el N pueda lixiviarse a mayor profundidad. En este sentido, locoli & Gómez (2015), realizaron un estudio de aplicación de digeridos y tampoco evidenciaron diferencias significativas para el contenido de NT en el suelo, sugiriendo que gran parte del N contenido en el digerido anaeróbico fue utilizado por el cultivo, confirmando su rápida disponibilidad.

Los digeridos porcinos contienen un 70% de N inorgánico y el resto en forma de N orgánico. El primero, se encuentran en forma de amonio, que se transforma rápidamente en nitratos, los cuales se encontrarán principalmente disponible para el cultivo durante el siguiente año desde su aplicación (Chantigny *et al.*, 2004). Así mismo, durante el periodo en el que los cultivos se encuentran en activo crecimiento, aproximadamente el 20% del N orgánico se mineralizará y se encontrará disponible para las plantas. Mientras que un 25% del amonio se volatiliza generando como resultado, una disponibilidad neta de alrededor del 50% de N aplicado para el cultivo en crecimiento (Beauchamp, 1983).

La figura 35 (a), muestra el comportamiento del nitrato en el suelo, para todos los tratamientos y las dos profundidades evaluadas (Muestreo 3). Como puede observarse, para la profundidad de 0 a 10 cm, excepto el T1, todos los tratamientos evaluados mostraron diferencias significativas con respecto al testigo, en el contenido de nitratos. Así mismo, los tratamientos con la misma dosis de NT, no presentaron diferencias entre sí. Sin embargo, para las dosis más altas de NT (100 Kg), se verificó una tendencia de mayor contenido en el suelo para el tratamiento con aplicación de digerido.

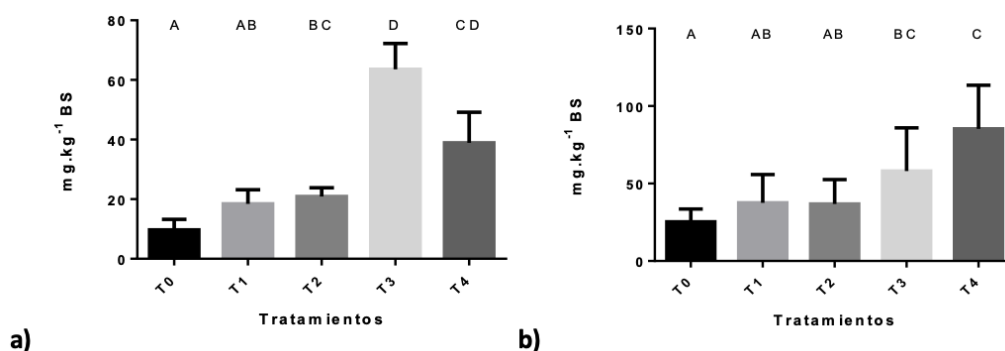


Figura 35. Valores promedios de NO_3^- (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b) durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

La figura 35 (b), muestra el contenido de nitratos en el suelo a la profundidad de 10 a 40 cm, durante el tercer muestreo. Como puede observarse ninguno de los tratamientos fertilizados con 50 kg N/ha se diferenciaron significativamente con el testigo. Sin embargo, los tratamientos fertilizados con la mayor dosis de NT (100 Kg NT/ha) presentaron diferencias significativas con respecto al testigo. A su vez, el T4, fertilizado con urea se diferenció también de los tratamientos con menor aplicación de NT, demostrando un mayor aporte de nitratos a mayor profundidad del suelo. Esta situación pudo deberse a la rápida disponibilidad de la urea cuando la temperatura del suelo es elevada, como ocurrió durante la tercera aplicación de este ensayo. Sin embargo, en un estudio realizado por Mieres Venturini *et al.* (2021) en el cual compararon la aplicación de digerido a una dosis similar al T3 (100 kg N/ha) frente a un testigo, obtuvieron incrementos del contenido de nitrógeno disponible (NO_3^-) de 0 a 10 y 10 a 20 cm del suelo, aunque no se hallaron diferencias significativas para la profundidad de 20 a 40 cm.

Con respecto al fósforo disponible, las figuras 36 (a) y 36 (b), muestran los valores promedios de P Bray en el suelo, a las dos profundidades evaluadas durante el tercer muestreo.

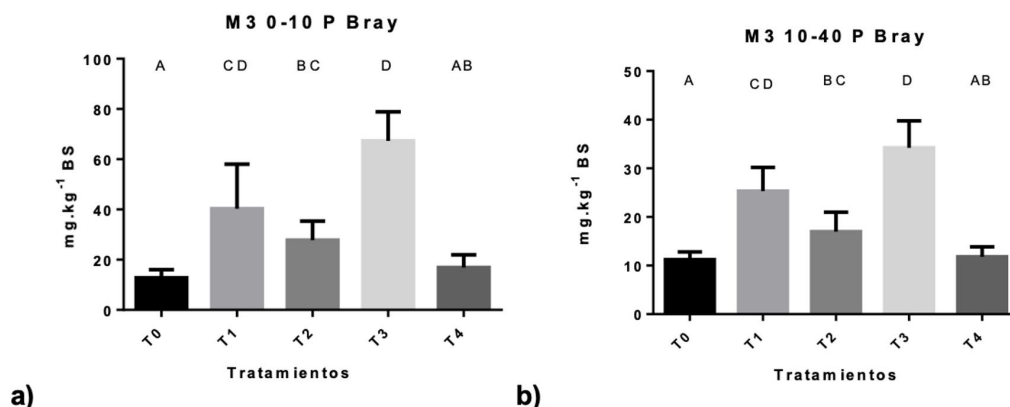


Figura 36. Valores promedios de P Bray (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b), durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=9$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Como puede observarse (Figura 36 (a)), para la profundidad de 0 a 10 cm los tratamientos con aplicación de digerido (T1 y T3), mostraron diferencias significativas con respecto al testigo, demostrando el aporte de fósforo contenido en este tipo de enmiendas. Así mismo, la profundidad de 10 a 40, demostró un comportamiento similar a la profundidad de 0 a 10 cm, en donde los tratamientos con aporte de digerido presentaron mayor contenido de fósforo que los restantes tratamientos. En este sentido, el INTA Reconquista realizó una experiencia a campo, en la cual se compararon dosis crecientes de digerido y un testigo, demostrando que con la aplicación del mismo se obtienen diferencias significativas en los niveles de fósforo disponible a una profundidad de 0 a 10 cm, replicando la situación hallada en el presente estudio. Además, en el estudio realizado en INTA reconquista, se evaluó el contenido de fósforo disponible en la profundidad de 10 a 40 cm, luego de transcurrido en tiempo del primer cultivo utilizado (trigo), verificando que los tratamientos con aplicación de digerido se diferenciaron del testigo (Mieres Venturini *et al.*, 2021).

En la tabla 5, se muestran los kilogramos de fósforo total aportados por el digerido porcino en cada una de las aplicaciones. Como se puede apreciar, la mayor concentración de fósforo disponible encontrada en los tratamientos T1 (50 kg N/ha con DP) y T3 (100 kg N/ha con DP) se asocia a la cantidad aplicada con dicho material. A medida que aumenta la tasa de aplicación del digerido, aumenta el P disponible para las plantas (Loria & Sawyer, 2005). Así mismo, el efluente porcino contienen diferentes formas de fósforo orgánico e inorgánico, con fracciones de P orgánico reportadas de 10 a 75% del P total, las cuales se van mineralizando a diferentes velocidades. En este sentido, un estudio realizado por Loria & Sawyer (2005) se observó que la digestión anaeróbica de efluente porcino no altera las formas del fósforo, no modificando su disponibilidad en el suelo. Además, el suministro más lento de P orgánico contenido en los digeridos porcinos contribuyen a mantener un nivel más constante de P disponible para las plantas en comparación a la aplicación de un fertilizante fosforado inorgánico.

Por otro lado, las tablas 12 y 13, muestran las concentraciones de sales solubles y totales para el primer y tercer muestreo, en la profundidad de 0 a 10 cm.

Tabla 11. Valores de sales solubles en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 0 a 10 cm. Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	Unidad	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cu	Fe
T0	1°	mg/kg	9,59 $\pm$ 0,66 B	2,48 $\pm$ 0,23 A	52,32 $\pm$ 5,41 A	32,00 $\pm$ 14,03 A	0,23 $\pm$ 0,06 A	0,30 $\pm$ 0,09 C	40,25 $\pm$ 7,81 B
T1	1°	mg/kg	11,65 $\pm$ 5,56 BC	4,87 $\pm$ 0,25 B	54,57 $\pm$ 8,40 A	41,32 $\pm$ 8,13 AB	0,30 $\pm$ 0,10 A	0,19 $\pm$ 0,04 A	24,10 $\pm$ 8,24 A
T2	1°	mg/kg	3,26 $\pm$ 1,71 A	1,69 $\pm$ 0,67 A	64,21 $\pm$ 15,00 A	51,90 $\pm$ 14,08 A	1,06 $\pm$ 0,49 B	0,29 $\pm$ 0,14 BC	29,10 $\pm$ 7,12 A
T3	1°	mg/kg	15,00 $\pm$ 0,25 C	4,26 $\pm$ 0,46 B	57,09 $\pm$ 20,13 A	273,44 $\pm$ 108,64 B	0,24 $\pm$ 0,11 A	0,21 $\pm$ 0,08 AB	50,65 $\pm$ 7,50 C
T4	1°	mg/kg	7,38 $\pm$ 2,85 A	2,50 $\pm$ 0,25 A	43,72 $\pm$ 7,46 A	29,43 $\pm$ 1,32 A	0,30 $\pm$ 0,07 A	0,18 $\pm$ 0,07 A	53,68 $\pm$ 3,89 C
T0	3°	mg/kg	8,06 $\pm$ 2,30 B	2,00 $\pm$ 0,53 A	22,40 $\pm$ 4,79 A	26,85 $\pm$ 2,74 B	0,15 $\pm$ 0,02 B	1,18 $\pm$ 0,11 C	2,72 $\pm$ 1,35 A
T1	3°	mg/kg	20,64 $\pm$ 8,54 B	2,78 $\pm$ 0,67 AB	30,38 $\pm$ 12,88 AB	29,35 $\pm$ 3,71 A	0,13 $\pm$ 0,03 A	1,09 $\pm$ 0,07 BC	2,05 $\pm$ 1,17 AB
T2	3°	mg/kg	11,12 $\pm$ 6,19 A	2,16 $\pm$ 0,72 A	19,70 $\pm$ 6,73 A	25,73 $\pm$ 7,64 A	0,18 $\pm$ 0,04 AB	1,20 $\pm$ 0,07 AB	3,33 $\pm$ 1,36 B
T3	3°	mg/kg	23,34 $\pm$ 8,61 C	3,97 $\pm$ 1,46 B	33,60 $\pm$ 17,83 B	30,77 $\pm$ 7,01 AB	0,17 $\pm$ 0,02 B	1,13 $\pm$ 0,11 AB	3,08 $\pm$ 1,01 A
T4	3°	mg/kg	5,91 $\pm$ 2,18 B	2,54 $\pm$ 0,58 A	34,53 $\pm$ 8,73 A	41,27 $\pm$ 8,45 A	0,75 $\pm$ 0,45 B	1,13 $\pm$ 0,22 A	14,79 $\pm$ 12,20 B

Tabla 12. Valores de sales totales en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 0 a 10 cm. Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cu	Fe
T0	1°	434,05 $\pm$ 112,15 A	2767,07 $\pm$ 688,87 A	4585,43 $\pm$ 1572,94 B	696,05 $\pm$ 176,41 AB	84,30 $\pm$ 14,21 A	27,13 $\pm$ 10,08 AB	215,73 $\pm$ 85,79 A
T1	1°	512,68 $\pm$ 280,73 A	3048,12 $\pm$ 717,43 A	4497,40 $\pm$ 164,90 AB	1162,86 $\pm$ 239,83 C	144,69 $\pm$ 32,11 BC	27,00 $\pm$ 9,87 AB	293,48 $\pm$ 126,90 A
T2	1°	432,94 $\pm$ 282,05 A	3207,89 $\pm$ 773,50 A	5346,82 $\pm$ 767,96 B	1091,04 $\pm$ 371,59 BC	179,74 $\pm$ 81,49 BC	36,51 $\pm$ 13,70 B	246,98 $\pm$ 102,01 A
T3	1°	408,91 $\pm$ 384,80 A	2495,31 $\pm$ 349,97 A	4959,85 $\pm$ 1186,53 B	986,63 $\pm$ 316,35 BC	170,94 $\pm$ 54,07 C	23,19 $\pm$ 9,32 AB	281,59 $\pm$ 174,36 A
T4	1°	154,40 $\pm$ 81,08 A	3616,62 $\pm$ 1460,87 A	3402,25 $\pm$ 453,72 A	481,76 $\pm$ 73,91 A	109,34 $\pm$ 28,63 AB	15,22 $\pm$ 6,02 A	217,67 $\pm$ 109,05 A
T0	3°	515,97 $\pm$ 248,61 A	2115,78 $\pm$ 311,85 A	4321,49 $\pm$ 489,13 A	2476,93 $\pm$ 32,22 A	95,47 $\pm$ 16,74 A	32,15 $\pm$ 1,04 AB	344,43 $\pm$ 19,69 A
T1	3°	415,77 $\pm$ 194,73 A	2091,98 $\pm$ 252,93 A	4109,43 $\pm$ 278,48 A	2481,84 $\pm$ 353,93 A	109,27 $\pm$ 16,74 AB	36,42 $\pm$ 3,18 C	341,29 $\pm$ 34,95 A
T2	3°	388,82 $\pm$ 292,01 A	2187,75 $\pm$ 453,11 A	4474,77 $\pm$ 461,63 A	2507,98 $\pm$ 43,69 A	140,07 $\pm$ 44,66 B	33,68 $\pm$ 1,87 BC	370,05 $\pm$ 6,21 B
T3	3°	532,98 $\pm$ 321,24 A	2323,66 $\pm$ 431,87 A	4585,18 $\pm$ 437,87 A	2594,68 $\pm$ 61,74 B	95,64 $\pm$ 5,80 A	34,05 $\pm$ 2,64 BC	15,25 $\pm$ 15,25 AB
T4	3°	417,09 $\pm$ 347,54 A	2189,37 $\pm$ 585,37 A	4553,89 $\pm$ 463,47 A	2613,67 $\pm$ 62,18 B	103,38 $\pm$ 21,12 AB	25,80 $\pm$ 7,33 A	340,48 $\pm$ 12,06 A

En lo que respecta a los contenidos de iones en el suelo, las figuras 37 a y 37 b, se muestran los valores promedios del contenido de Ca soluble en el suelo para las dos profundidades evaluadas, durante el último muestreo del trabajo.

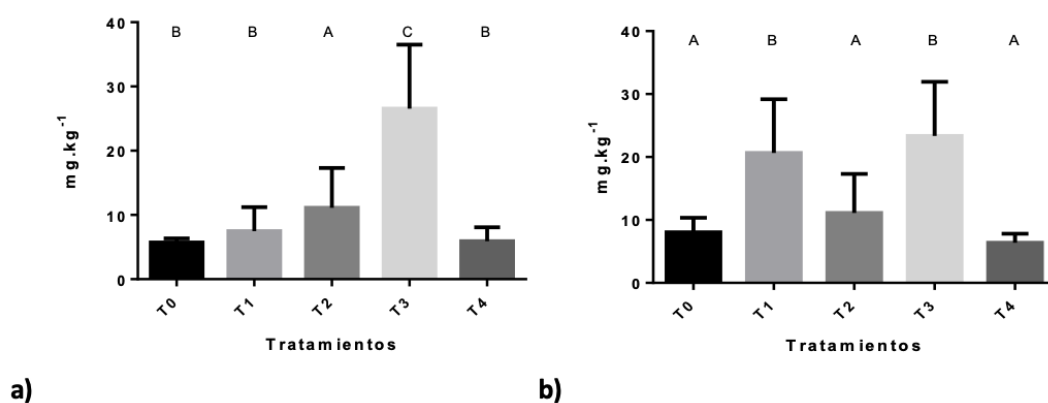


Figura 37. Valores promedios de Ca soluble (mg/Kg BS) en suelo en la profundidad 0 a 10 cm (a) y 10 a 40 cm (b) durante el tercer muestreo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Como puede observarse, para la profundidad de 0 a 10 cm, el tratamiento con mayor aporte de digerido, presentó diferencias significativas con respecto a los demás tratamientos. Sin embargo, para la profundidad de 10 a 40 cm (figura 37 b), los tratamientos fertilizados con digerido porcino presentaron diferencias significativas respecto de los demás tratamientos. Estos resultados concuerdan con lo obtenido por Coffen Juhasz (2020), quien al comparar la aplicación de urea con digerido porcino y un testigo, encontró concentraciones de Ca significativamente superiores en los tratamientos aplicados con digerido.

En lo que respecta al sodio, aunque el contenido de este elemento en el digerido porcino utilizado fue elevado, sólo en el primer muestreo se observó un aumento significativo del sodio soluble en el tratamiento T3 (100kg N/ha con DP) en la profundidad de 0 a 10 cm. En cambio, para el tercer muestreo no se encontraron aumentos importantes de sodio. Sin embargo, en un estudio realizado por Riera (2019) se observó que la aplicación de efluentes y enmiendas derivadas de la producción animal aumentaba significativamente el contenido de Na en el suelo, aunque ese fenómeno no afectó el crecimiento del cultivo evaluado. A su vez, hay estudios que indican que la aplicación continua y sin monitoreo de digerido y estiércol puede resultar fitotóxico para los cultivos, afectando la productividad, disminuyendo la tasa de infiltración y modificando tanto la estructura como la conductividad del suelo (Bernal *et al.*, 1992; Ghiberto *et al.*, 2007; Moral *et al.*, 2008). Por tales motivos, se demuestra la necesidad de monitorear las concentraciones de Na intercambiable (PSI), cuando se aplican digeridos porcinos repetidas veces en el tiempo (Coffen Juhasz, 2020).

Respecto del Cu y Zn no se observaron aumentos considerables en los tratamientos fertilizados con digerido porcino. Sin embargo, Riera (2019) evidenció aumento en la concentración de Zn en el suelo para los tratamientos con agregado de efluente porcino. A su vez, L'Herroux *et al.* (1997) y Cabral *et al.* (1998) demostraron que el aumento de las dosis de purines de cerdos mejora significativamente los contenidos de Cu, Zn, Fe y Mn en los primeros centímetros del suelo, remarcando la efectividad de las enmiendas provenientes de purines para mejorar el estado de algunos micronutrientes en el suelo en función de las dosis utilizadas.

En este sentido, en el presente estudio no se verificaron incrementos significativos de las sales evaluadas. Sin embargo, resulta importante monitorear estos micronutrientes ante aplicación sucesivas de digerido porcino, ya que pueden ocasionar efecto fitotóxico en los cultivos y biomasa del suelo (Coffen Juhasz, 2020).

5.3. PRODUCCIÓN DE BIOMASA DE LA PASTURA

En la figura 38, se muestra la producción de biomasa, para la primera medición de materia seca, durante el segundo muestreo de suelo, para todos los tratamientos evaluados.

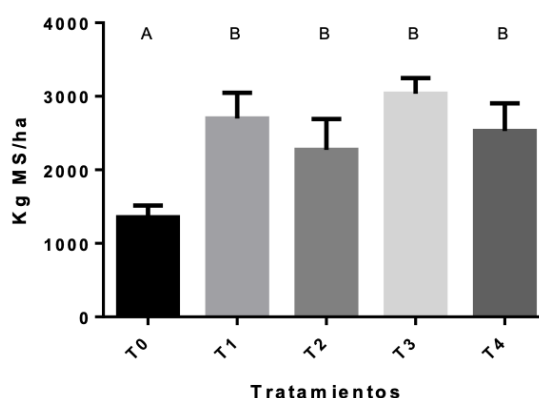


Figura 38. Valores promedios de producción de biomasa (Kg MS/ha) de la primera medición (segundo muestreo). Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T⁰: sin fertilización, T¹: 50 Kg N/ha con DP, T²: 50 Kg N/ha con urea, T³: 100 Kg N/ha con DP, T⁴: 100 Kg N/ha con urea)

Como puede observarse, los tratamientos fertilizados tanto con digerido porcino como con urea se diferenciaron significativamente del tratamiento testigo, aunque no hubo diferencias entre las dosis y los tipos de fertilizantes utilizados. Esta situación podría explicarse, debido a que el presente ensayo ocurrió durante un extenso y pronunciado fenómeno de sequía en todo el país, durante el cual la producción fue nula. De esta manera, durante la primera medición de MS, durante el segundo muestreo de suelo, no se pudo expresar el potencial de la pastura, siendo escasa la producción de la misma. Resultados similares fueron obtenidos en un ensayo realizado con digeridos provenientes de digestores de bajo costo

por Garfí *et al.* (2011) en el cual no lograron obtener diferencias entre las dosis de digerido, aunque si hallaron una tendencia a mayor producción de biomasa a medida que aumentaban las dosis. De igual manera, en dicho estudio se encontraron diferencias significativas entre la aplicación de digerido y los tratamientos testigo. A su vez, en otro estudio realizado por Tilvikiene *et al.* (2010) tampoco se encontraron diferencias significativas entre la fertilización química y digerido. Sin embargo, como muestra la figura 38, se puede apreciar una tendencia a mayor producción de biomasa en los tratamientos aplicados con digerido porcino.

Con respecto a la última medición de biomasa, durante el tercer muestreo de suelo, la figura 39 muestra los resultados encontrados para todos los tratamientos evaluados.

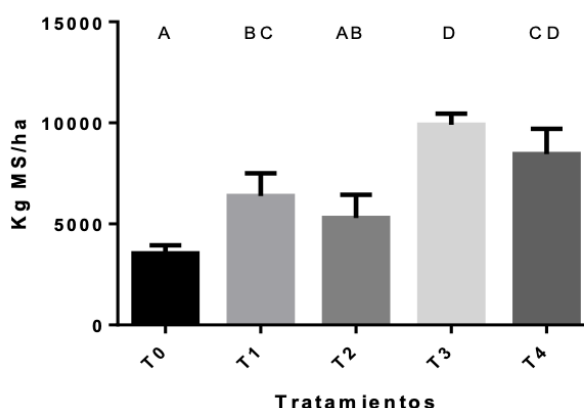


Figura 39. Valores promedios de producción de biomasa (Kg MS/ha) de la segunda medición de biomasa, durante el tercer muestreo de suelo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p<0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

En la figura 38 se puede apreciar que todos los tratamientos fertilizados se diferenciaron del testigo. Entre las mismas dosis de fertilizante no se observaron diferencias significativas en ninguno de los casos, aunque se observó una tendencia a mayor producción de materia seca en los tratamientos fertilizados con digerido porcino. Los resultados concuerdan con lo obtenido por Mórtoła *et al.* (2022) y Coelho *et al.* (2019) quienes hallaron mayor rendimiento forrajero con la aplicación de digeridos en comparación con fertilizante químico nitrogenado. Al mismo tiempo, en un ensayo realizado por Walsh *et al.* (2018) en un pastizal en Gales del Norte, encontraron que los tratamientos aplicados con digerido tuvieron un mayor rendimiento en comparación al tratamiento de nitrógeno inorgánico, aunque no lograron encontrar diferencias significativas con la aplicación de fertilizante NPK.

La producción promedio de cada uno de los tratamientos fue la siguiente, T0: 3547 kg/ha; T1: 6385 kg/ha; T2: 5292 kg/ha; T3: 9900 kg/ha; T4: 8455 kg/ha. Como se puede observar, tanto en la figura 39 como los promedios mencionados anteriormente, existe una tendencia a mayor producción de la pastura en los

tratamientos fertilizados con digerido porcino. Esto se puede atribuir a los macronutrientes tales como nitrógeno total, amonio, potasio total y soluble, fósforo total y soluble, presentes en el digerido (Albuquerque *et al.*, 2012; Möller & Müller, 2012). Dicha tendencia concuerda con lo obtenido por Bugiolacchio (2020) quien demostró que la aplicación de digerido genera un aumento en la producción de biomasa vegetal en comparación con los tratamientos con urea. A su vez, se ha constatado que los digeridos también aportan cantidades variables de macronutrientes tales como calcio, magnesio y micronutrientes como zinc, manganeso, hierro, cobre, cloro y sodio (Tambone *et al.*, 2010; Möller & Müller 2012; Albuquerque *et al.*, 2012; Nkoa, 2013; Coelho *et al.*, 2019). Así mismo, la tendencia de mayor producción de biomasa de la pastura en los tratamientos fertilizados con digerido porcino, puede deberse a que este tipo de material aporta materia orgánica al suelo, generando una rápida activación de la microbiota, regulando el ciclo de los nutrientes en el suelo y contribuyendo a los ciclos bio-geoquímicos (Pérez Mata, 2017). Sumado a esto, posiblemente el N de la urea puede perderse de manera más fácil en comparación con el N del digerido. Además en la aplicación de digerido, se genera una rápida inmovilización microbiana del N, manteniéndose en la fracción más lábil de la MO, ocasionando que pueda liberarse con el tiempo, estando menos expuesto a las pérdidas por lixiviación o volatilización (Locoli, 2018).

En la actualidad, el análisis de la intensidad del verde de las hojas se ha convertido es una técnica muy utilizada para la evaluación del contenido de nitrógeno en plantas, debido a que existe una correlación directa entre la intensidad del verde y el contenido de clorofila con la concentración de nitrógeno en la hoja, ya que éste último participa de la constitución de la molécula de clorofila (Ribeiro da Cunha *et al.*, 2015). En este sentido, la figura 40 muestra los resultados hallados para el SPAD durante el último muestreo realizado.

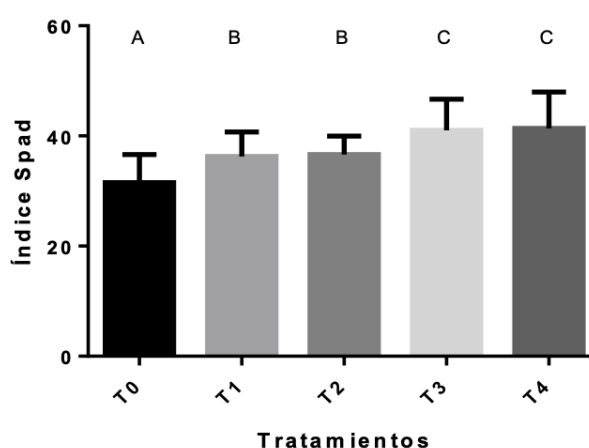


Figura 40. Valores promedios de índice SPAD. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=24). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T0: sin fertilización, T1: 50 Kg N/ha con DP, T2: 50 Kg N/ha con urea, T3: 100 Kg N/ha con DP, T4: 100 Kg N/ha con urea)

Como se observa en la figura 40, se verificó diferencias significativas del tratamiento testigo con los tratamientos fertilizados. Al mismo tiempo, se observan aumentos significativos del índice SPAD en la dosis más elevada, concordando con lo obtenido por Ribeiro da Cunha *et al.* (2015) quien observó una correlación positiva del índice SPAD con la disponibilidad de N. A su vez, en el mismo ensayo se encontró una mayor disponibilidad de radiación fotosintéticamente activa a medida que aumentaba el índice SPAD y la dosis de nitrógeno aplicado. Así mismo, otros investigadores, encontraron una relación lineal entre el SPAD y la concentración de nitrógeno en los tejidos de las plantas, y también una relación lineal entre el SPAD y la producción de biomasa (Kantety *et al.*, 1996). De igual manera no se observaron diferencias entre la aplicación de digerido porcino y urea, en ninguno de los casos.

6. CONCLUSIONES

El presente estudio logró responder las hipótesis planteadas. Una vez finalizada la presente investigación, se desglosan aquí las principales conclusiones:

Hipotesis 1: “Los digeridos porcinos, utilizados como biofertilizantes sustituyen el uso de fertilizantes inorgánicos en la producción de forrajes”.

En el presente estudio, se observó la presencia de altas concentraciones de carbono, micro y macronutrientes en los digeridos anaeróbicos. Como así también baja presencia de patógenos, lo cual demostró la posibilidad de su utilización como fertilizante. En este sentido, se observó que los tratamientos con utilización de digeridos tuvieron respuestas similares a los tratamientos con fertilización inorgánica, llegando en algunos parámetros a evidenciar mejor performance tanto en el suelo, como en el cultivo. Sin embargo, es importante resaltar que los digeridos presentaron altos valores de CE, demostrando altas concentraciones de sales. En el presente estudio, se verificó que los tratamientos con aplicación de DP, incrementaron los valores de CE en los suelos. Por tal motivo, será necesario monitorear los suelos, con el fin de evitar fenómenos de salinización.

Hipotesis 2 “La aplicación de digeridos porcinos al suelo aumenta el contenido de macro y micronutrientes, impactando sobre la producción de materia seca”.

La aplicación de digeridos porcinos logró incrementar el contenido de fósforo disponible y calcio soluble, como así también de carbono en el suelo. Aunque no se observaron incrementos en la capacidad de intercambio catiónico, tampoco se evidenciaron incrementos significativos en los micronutrientes. En cuanto al nitrógeno, los tratamientos con digerido porcino demostraron tener similares contenidos en el suelo (a igual dosis) que los tratamientos con urea, diferenciándose significativamente del testigo. Con respecto al rendimiento de la biomasa, todos los tratamientos fertilizados mostraron mayor rendimiento que el tratamiento testigo. Así mismo, aunque no se verificaron diferencias significativas para el rendimiento entre los tratamientos fertilizados con digerido y con urea, se pudo observar, una tendencia a mayor productividad para el tratamiento fertilizado con digerido. En sentido, en el índice SPAD, tampoco se manifestaron diferencias significativas entre los tratamientos fertilizados con digerido y con urea (a misma dosis de N).

Los resultados obtenidos demuestran que es factible la utilización de digeridos porcinos, como reemplazo total de la fertilización inorgánica en pasturas. Así mismo, es una opción interesante, que conduce a una valorización agronómica, al reciclado de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes que se encuentran en los estiércoles porcinos, los cuales representan una problemática ambiental relevante en nuestro país.

7. BIBLIOGRAFÍA

Agenta, G., Ferreira Da Silva, P. R., Bortolini, C. G., Forsthofer, E. L., & Strieder, M. L. (2001). *Relação da leitura do clorofímetro com os teores de clorofila extraível e de nitrogênio na folha de milho*. Rio Grande do Sul, Porto Alegre: R. Bras. Fisiol. Veg., 13(2):158-167.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., & Bernal, M. P. (2012). *Assessment of the fertiliser potencial of digestates from farm and agroindustrial residues*. Biomass and Bioenergy, 40, 181-189.

Alegre Orihuela, J. C. (1977). *Efecto de Enmiendas Orgánicas sobre la Agregación y Estabilidad de los Agregados, Porosidad y Humedad Equivalente y CIC de un Su Nutr Cycl Agroecosyst. elo de Costa*. Tesis para optar el Título de Ingeniero Agrónomo. La Molina. Lima- Perú.

Angelidaki, I., Karakashev, D., Baststone, D. J., Plugge, C. M., & Stams, A. J. (2011). *Biomethanation and its potencial, 1st ed, Methods in Enzymology*. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0>

Antezana, W., De Blas, C., García-Rebollar, P., Rodríguez, C., Beccaccia, A., Ferrer, P., Mosset, V. (2016). *Composition, potencial emissions and agricultural value of pig slurry Spanish commerical farms*. Nutr Cycl Agroecosyst. DOI 10.1007/s10705-016-9764-3

APHA, AWWA, & WPCF. (1992). *Métodos Normativos para el análisis de Aguas Potables y Residuales* (17th edición ed.). Diaz de Santos, Madrid, España.

Balota, E. L., Machineski, O., & Truber, P. V. (2010). *Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems*. Pesquisa Agropecuária Barileira, 45: 515-521.

Barbaro, L. A., Karlanian, M. A., Morisigue, D. E., Rizzo, P. F., Riera, N. I., Della Torre, V., & Crespo, D. E. (2011). *Compost de ave de corral como componente de sustratos*. Instituto de Floricultura del INTA e Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola del INTA. Asociación de Ciencias del Suelo, 29(1): 83-90.

Basterra, L. E., Echazarreta, F. J., Romero, J. M., Lamelas, K., Mandolesi, A., Barrenechea, V., & Marcos, S. (2019). *Anuario Porcino 2019*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Beauchamp, E. G. (1983). *Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress applications of loquied dairy cattle manure*. Canadian Journal of Soil Science, 63(2): 377-386.

Beily, M. E. (2015). Caracterización de elfuentes de cerdos, con énfasis en biodegradabilidad anaeróbica. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA).

Beily, M. E., Morici, G., Crespo , D., & Schapiro, J. (2019). *Biochemical methane potencial of sheep manure: Focus in pathogen removal*. IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science (IOSRJAVS), 12, 24-31.

Beily, M. E., Young, B. J., Bres, P. A., Riera, N. I., Wang, W., Crespo, D. E., & Komilis, D. (2023). Relationships among Physicochemical, Microbiological, and Parasitological Parameters, Ecotoxicity, and Biochemical Methane Potencial of Pig Slurry. *Sustentability*.

Bernal Calderon, M., Méndez, J. A., Muñoz, M. B., & Carillo, R. (2011). *Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biomeranización*. España. Probiogas. Fondo Europeo de Desarrollo Regional, 106pp.

Bernal, M. P., Roing, A., Madrid, R., & Navarro, A. F. (1992). *Salinity risks on calcereous soils following pig slurry applications*. Soil use Manage, 8: 125-130.

Bolsa de Comercio de Rosario. (2018). *Mercado mundial de cerdos: Argentina en el puesto 13° de los productores y consumidores*.

Bongiovanni, M. D., Marzari, R., & Amín, S. (2018). *Uso de digestato como biofertilizantes derivado de la generación de biogás*. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: Universidad Nacional de Río Cuarto.

Bouyoucos, G. J. (1962). *Hydrometer method improved for making particle size of soils*. Agronomy Journal, 54, 464-465.

Bres, P. (2019). *Optimización de la digestión anaeróbica del guano de aves ponedoras*. Trabajo de Tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología Química. Universidad Nacional de San Martín.

Bres, P., Baily, M. E., Hilbert, J. A., Almada , M., Escartín, C., & Branzini, A. (2021). *Relevamiento de Producción de Digeridos de Plantas de Biogás en Argentina*. Programa de Innovación e investigación Horizonte 2020 de la Unión Europea.

Bres, P., Beily, M. E., Hilbert, J. A., Almada, M., Escartín, C., & Branzini, A. (2021). *Relevamiento de Producción de Digeridos de Plantas de Biogás en Argentina*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Brunori, J., Rodríguez Faccone, M., & Figueroa, M. E. (2012). Manual de buenas prácticas pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación).

Bugiolacchio, R. (2020). *Uso de digerido anaeróbico de feedlot como fertilizante: efecto sobre el crecimiento de raigras perenne en dos suelos contrastantes del sudoeste bonaerense*. Universidad Nacional del Sur: Trabajo de intensificación Ingeniería Agronómica.

Cabral, F., Vasconcelos, E., & Cordovil, C. D. (1998). *Effects of solid phase from pig slurry on iron, copper, zinc and manganese content of solid and wheat plants*. Journal of Plant Nutrition, 21:1955-1966.

Calzada, J., Di Yendo, F., & Frattini, C. (2018). *Radiografía de la producción de cerdos en Argentina*. Bolsa de Comercio de Rosario.

Capatti, J. (2010). *Recuperación de biogás y fertilizantes en granjas de cerdos: descripción de la tecnología, perspectivas a nivel país, estudio de un caso*. Tesis de Maestría.

Capizzi-Banas, S., & Schwartzbrod, J. (2002). *Surface hydrophobicity of Ascaris eggs and Giardia cysts*. Helminthología 39:197-204.

Carrillo de Cori, C. E., Arvelo de Valls, C., Ruiz, M., Zaragoza, M., Castillo, L., Escalona, J. G., Arrieche, I. (1998). *Definición de los métodos para analizar nitrógeno totales en fertilizantes*. Nº 1 y 2: 34 Vol. 6.

Carrizo, M., Alesso, C., Girello, G., Capeletti, M., Micheloud, H., & Imhoff, S. (2014). *Rendimiento de maíz y cambios en propiedades edáficas luego de la aplicación de efluentes líquidos porcinos*. Sección ciencias agrarias, 13(1), 51-62.

Carter, M. R., & Campbell, A. J. (2006). *Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of a soybean-barley rotation and some properties of a fine sandy loam in Prince Edward Island*. Canadian Journal of Soil Science, 86(4):741-748.

Cataldo, D. A., Maroon, M., Schrader, L. E., & Youngs, V. L. (1975). *Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid*.

Communications in Soil Science and Plant Analysis, 6:1, 71-80. DOI:10.1080/00103627509366547.

Cendales Ladino, E. D. (2011). *Producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable*. Tesis de Magíster: Universidad Nacional de Colombia.

Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Massé, D., & Côté, D. (2004). *Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry*. Soil Science Society of America Journal, 68(1): 306-312.

Clark, M. S., Horwath, W. R., Shennan, C., & Scow, K. M. (1998). *Changes in Soil Chemical Properties Resulting from Organic and Low-Input Farming Practices*. Agronomy Journal, 90:662-671.

Coelho, J. J., Hennessy, A., Casey, I., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2019). *Responses of ryegrass, white clover, soil plant primary macronutrients and microbial abundance to application of anaerobic digestates, cattle slurry and inorganic N-fertiliser*. Applied Soil Ecology, 144, 112-122.

Coffen Juhasz, C. (2020). *Fertilización con digerido anaeróbico en avena forrajera: Su efecto sobre las propiedades del suelo y rendimiento obtenido*. FAUBA: Tesis de grado para optar al título de Ingeniera Agrónoma.

Consejo Federal de inversiones. (2020). *Informa de Comercio Exterior, Carne Porcina*.

Cucina, M., Castro, L., Escalante, H., Ferrer, I., & Garfí, M. (2021). *Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia*. Waste Management, 135, 220-228.

Debbie, J. R., Cherney, J. H., & Milkailova, E. A. (2002). *Orchardgrass and Tall Fescue Utilization of Nitrogen from Dairy Manure and Commercial Fertilizer*. Agronomy Journal, Vol. 94.

Delgado, D. (2017). *Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica* (<http://dx.doi.org/10.21501/21454086.1907> ed.). Lámpsakos, 17, pp 77-83.

Errecart, V., Mariana, L., & Sosa, M. A. (2015). *Análisis del mercado mundial de carnes*. Universidad Nacional de San Martín.

Expósito Veléz, G. A. (2004). *Modelización de procesos biológicos para la eliminación de residuos ganaderos, teniendo en cuenta sus condicionares especiales*.

Fabbri, C., Mantovi, P., Piccinini, S., & Verzellesi, F. (2012). *Separazione solido-liquido per gestire l'azoto e produrre energia*. L'Informatore Agrario: Copyright Edizioni.

FAO, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, & INTA. (2012). *Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar*.

FAO. (2017). *World Fertilizer Trends and Outlook to 2018*. Food Agric. Organ United Nations, p 66.

FAO. (2022). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2022-2031*.

Fermino, M. H. (2003). *Método de análisis para caracterización física de sustratos para plantas*. Universidad Federal de Rio Grande Do Sul. Tesis de doctorado. Facultad de Agronomía. Puerto Alegre. 250p.

Freitas, W. S., Oliveira, R. A., Pinto, F. A., Cecon, P. R., & Galvão, J. C. (2004). *Efeito da aplicação de águas residuais de suinocultura sobre a produção do milho para silagem*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.8, n.1, p.120-125, 2004.

Galván, M. J., Cagnolo, M., Degano, S., Badin, F., Becker, A., Manno, R., Fuentes Mora, M. (2021). *Evaluación de lodos de purines de la cuenca porcina unión Marcos Juárez-Córdoba-Argentina*.

García-López, A. M., Delgado, A., Anjos, O., & Horta, C. (2023). *Digestate Not Only Affects Nutrient Availability but Also Soil Quality Indicators*. Agronomy 13, 1308.

García-Sánchez, M., Siles, J. A., Cajthaml, T., García-Romera, I., Tlustos, P., & Száková, J. (2015). *Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities*. European Journal of Soil Biology, 71, 1-12.

García, A., Berérbide, J., & Prosdócimo, F. (2021). Manejo de residuos en producciones animales intensivas. Avícola, porcina, bovina (tambo y feed lot). Hacia una gestión sustentable. Ediciones INTA.

Garfí, M., Gelman, P., Comas, J., Carrasco, W., & Ferrer, I. (2011). *Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Alean communities*. Waste Management, 31, 2584-2589.

Ghiberto, P., Pilatti, M., Imhoff, S., & Orellana, J. (2007). *Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodicbicarbonated waters*. Santa Fe (Argentina). *Agricultural Water Management*, 88(1-3): 192-200.

Giacomini, S. J. (2005). *Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio com o uso de dejetos de suínos*. Santa Maria, RS, Brasil: Tese de Doutorado.

Giacomini, S. J., & Aita, C. (2008). *Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:195-205.

Guimarães, T. G., Recende Fontes, P. C., Gomez Pereira, P. R., Alvarez V., V. H., & Monnerat, P. H. (1999). *Teores de clorofila determinados por medidor portátil e sua relação com formas de nitrogênio em folhas de tomteiro cultivados em dios tipos de solo*. *Bragantia*, Campinas, 58(1):209-216.

Hatfield, J. L., Brumm, M. C., & Melvin, S. W. (1998). *Swine manure management*. *Agricultural uses of municipal, animal, and industrial byproducts*, 44, 78-90.

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). *Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of result*. *Journal of Paleolimnology*, 25,101-110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>

Herrero, M. A., & Gil, S. B. (2008). *Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal*. *Asociación Argentina de Ecología*. *Ecología Austral*, 18:273-289.

Hirzel, J., Novoa, F., Undurraga, P., & Walter, I. (2009). *Short-Term Effects of Poultry Litter Application On Silage Maize Yield and Soil Chemical Properties*. *Compost Sciencia Utilization*, 17:3, 189-196.

INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina). (2021). *Censo Nacional Agropecuario 2018, Resultados definitivos*.

INTA, & Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2022). *Uso de digeridos derivados de la producción de biogás como biofertilizante y enmienda del suelo*.

Iocoli, G. A. (2018). *Estudio integrado sobre la reutilización de residuos agropecuarios: caracterización, mineralización y capacidad fertilizantes en suelo frágiles*. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Tesis de doctor en agronomía.

Iocoli, G. A., & Gómez, M. A. (2015). *Utilización de digerido anaeróbico de purín de cerdo: actividad biológica del suelo y desarrollo vegetal*. Asociación Argentina Ciencia del Suelo, 33(1): 1-9, 2015.

IRAM: Instituto Argentino de Normalización y Certificación & SAGPyA: Secretaría de agricultura, Ganadería y Pesca (2009). Norma 29570-1: Determinación de Fósforo extraíble en suelos. Parte 1 – Métodos Bray Kurtz.

Jondreville, C., Revy, P. S., & Dourmad, J. Y. (2003). *Diestary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter*. Livestock Production Science 84, 147-156.

Jonhson, C., Phillips, K., Schramm, P., McKenzie, D., Aiken, J., & Pedersen, J. (2006). *Prions adhere to soil minerals and remain infectious*. PLoS Pathogens, 2:296-302.

Kantety, R. V., van Santen, E., Woods, F. M., & Wood, C. W. (1996). *Chlorophyll meter predicts nitrogen status of tall fescue*. Journal of Plant Nutrition, 16:6, 881-889. DOI: 10.1080/01904169609365168.

Kirchmann, H., & Bernal, M. P. (1997). *Organic waste treatment and C stabilization efficiency*. Soil Biol. Biochem, Vol 29, No. 11/12, pp 1747-1753.

Koszel, M., & Edmund, L. (2015). *Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers*. Farm Machinery and Processes Management in Sustainable Agriculture, 7th International Scientific Symposium. Agriculture and Agricultural Science Procedi, 7. 119 - 124.

Kunte, D. P., Yeole, T. Y., & Ranade, D. R. (2004). *Two-stage anaerobic digestion process for complete inactivation of enteric bacterial pathogens in human night soil*. Waster Science Technology, 50(6), 103-108.

L'Herroux, L., Le Roux, S., Appriou, P., & Martinez, J. (1997). *Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process*. Brittany (France): Environmental Pollution, 97(1-2): 119-130.

Lannotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. N., & Hoitink, H. A. (1993). *A Quantitative respirometric method for monitoring compost stability*. Compost Science and Utilization, 1: 52-65.

Loria, E. R., & Sawyer, J. E. (2005). *Extractable Soil Phosphorus and Inorganic Nitrogen following Application of Raw and Anaerobically Digested Swine Manure*. Agronomy Journal, 97(3), 879-885.

Magri, L. I., Pegoraro, V. R., Contreras, C. I., & Barceló, C. (2022). *Los residuos pecuarios y las posibilidades de su valorización agronómica: producción porcina*. AER Arrecifes, INTA.

MAGyP: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2021). *ANUARIO PORCINO*. Área Porcinos – Dirección de porcinos, aves de granja y no tradicionales.

Martínez-Suller, L., Accellino, A., & Provolò, G. (2008). *Analysis of livestock slurries from farms across Northern Italy: Relationship between indicators and nutrient content*. Biosystems Engineering, Volume 99, Issue 4 540-552.

Martínez, L. E., Rizzo, P. F., Bres, P. A., Riera, N. I., Beily, M. E., & Young, B. J. (2021). *Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial*. Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola - IMyZA – CICyA. INTA Ediciones.

Mazzini, S., Borgonovo, G., Scaglioni, L., Bedussi, F., D'Imporzano, G., Tambone, F., & Adani, F. (2020). *Phosphorus speciation during anaerobic digestion and subsequent solid/liquid separation*. Science of the Total Environment, 734, 129274.

Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). *A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion*. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102224>. Int. J. Environ. Res. Public Health 15. .

Mendoza-Dávalos, K., Sanabria-Quispe, S., Pérez-Porras, W., & Cosme-DeLaCruz, R. (2021). *Enmiendas orgánicas y su efecto en las propiedades de suelos altos andinos cultivados con papa nativa (Solanum Gonocalyx Luz.Et Buk)*. Universidad Nacional de Trujillo. Agroind. Sci, 11(2): 221-229.

Mieres Venturini, L., Brach, A. M., & Sandoval, M. N. (2021). *Abonado de trigo y soja con digerido proveniente de biodigestores*. Estación Experimental Agropecuaria Reconquista. Ediciones INTA.

Millares, P. (2014). *Carne porcina*. Revista Alimentos Argentinos N°54.

Möller, K., & Müller, T. (2012). *Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth. A review*. Engineering in life Sciences. Vol 12 N° 3, 242-257.

Moral, R., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., & Rufete, B. (2008). *Salinity, organic content, micronutrients and heavy metal in pigslurries*. South-Eastern Spain. Waste Management, 28: 367-371.

Mórtola, N., Romaniuk, R., Consentino, V., Carfagno, P., Eiza, M., Estradas, E. O., Manosalva, J. (2022). *Uso de digeridos derivados de la producción de biogás como fertilizante y enmienda del suelo*. Ministerio de Economía, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Nkoa, R. (2013). *Agricultural benedits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review*. Agronomy for Sustainable Development, 34(2), 473-492.

OCDE/FAO. (2023). *Agricultural Outlook 2023-2032*. Paris. OCDE-FAO Publishing.

Odlare, M., Pell, M., & Svensson, K. (2008). *Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues*. Waste management, 28(7), 1246-1253.

Ottoson, J. R., Schnürer, A., & Vinnerå, B. (2008). *In situ ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature*. Letters in applied microbiology, 46(3), 325-330.

Panichelli, D. (2021). *El sector porcino crece en consumo, exportación y producción*. INTA .

Pegoraro, V., Boccolini, M., Aimetta, M., Baigorria, T., & Cazorla , C. (2014). *Influencia de la aplicación de efluente porcinos sobre propiedades químicas y biológicas de un argiudol típico (Córdoba, Argentina)*. Asociación Argentina de Suelo.

Pegoraro, V., Cazorla, C. R., Masino, A., Alladio, M., Cottura, G., Bachmeir, O., . . . Zubillaga, M. S. (2020). Diagnóstico del manejo de los efluentes porcinos generados en la provincia de Córdoba. Revista de Investigaciones Agropecuarias, 46(3), 362-370.

Pérez Mata, C. (2017). *Comparación del efecto fertilizante de productos derivados del digestato obtenido en la digestión anaerobia de residuos de supermercado*. España. Universidad de Oviedo 149p.

Ribeiro da Cunha, A., Katz, I., de Pádua Sousa, A., & Martinez Uribe, R. A. (2015). *Índice SPAD en el crecimiento y desarrollo de plantas de lisianthus en función de diferentes dosis de nitrógeno protegido*. Chile: Volumen 33, Nº2 97-105.

Riera, N. I. (2019). *Evaluación del manejo de residuos porcinos de un sistemas intensivo y semi-intensivo. su caracterización, estabilización, aplicación de efluente y compost sobre la matriz suelo y planta*.

Riera, N., Rubio, E., Bres, P., Karlanian, M., Ruiting, N., Long, Y., & Beily, M. (2022). *Evalucación de un digerido porcino como biofertilizantes en un cultivo de frutilla bajo invernáculo*. <https://congreso2022.suelos.org.ar/wp-content/uploads/2022/11/TOMO2-XXVIIICACS2022.pdf>. Pag 757.: Asociación Argentina de Ciencia del Suelo (AACS). ISBN: 978-987-48396-7-1.

Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Adani, F. (2016). *Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) Fertilizer: Agronomic performace, adours, and ammonia emission impacts*. Science of the Total Evioronmetal, 547 206-214.

Rizzo, P. F. (2020). *Análisis integral para el manejo del guano de aves ponedoras: caracterización, bioestabilización y valorización de los productos generados*.

Rodríguez Acosta, D., Lobo Luján, D., & Torrente Trujillo, A. (2023). *Granulometría del suelo en zonas de pendiente. Comparación de métodos de determinación*. DOI: <https://doi.org/10.15446/acag.v72n1.107333>.

Rondal Balseca, J. C. (2021). *Análisis de la tranferencia de contaminantes entre contaminantes entre compartimentos ambientales en zonas mineras abandonadas*. Doctoral dissertation. ETSI_Enegia.

Rotondo, R., Firpo, I., Ferreras, S., Toresani, S., Fernández, S., & Gómez, E. (2009). *Efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas y fertilizantes nitrogenado sobre propiedades edáficas y productividad en cultivos hortícolas*. Horticultura Argentina, 28(66):18-25.

Sains Rozas, H. R., Echeverria, H. E., & Angelini, H. P. (2011). *Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeanas y extrapampeana argentina*. Ciencia del suelo, 29(1), 29-37.

Santamaría, J., & Totanzos, G. (2003). *Enteric pathogens and soil: a short review*. Internacional Microbiology, 6:5-9.

Santos, A., & Abaigar, A. (2002). *PURIN DE PORCINO ¿fertilizante o contaminante?* INTIA - Itgganadero.

Saveyn, H., & Eder, P. (2014). *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjeted to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals*. Luxemburgo. JRC Sciencitific and Policy Reports. Publications Office of the European Union.

Schollenberger, C. L., & Simon, R. H. (1945). *Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils-Ammonium acetate method*. Soil Sci, 59:13-24.

SAyDS: Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2019). Norma técnica para la aplicación agrícola de digerido proveniente de plantas de digestión anaeróbica 19/2019. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resolución-19-2019-319167>.

Semenas, L. (2002). *Patogenos en residuos orgánicos*. Laboratorio de Parasitología. CRUB, Universidad Nacional del Comahue.

SENASA. (2022). *Caracterización de existencias porcinas*. Cordinación General de Sistemas de Gestión Sanitaria. Dirección de Ejecución Sanitaria y Control de Gestión. Dirección Nacional de Sanidad Animal.

Shah, S. H., Houborg, R., & McCabe, M. F. (2017). *Response of Chlorophyll, Carotenoid and SPAD Measurement to Salinity and Nutrient Stress in Wheat (Triticum aestivum L.)*. Peter Langridge. 7, 61; doi:10.3390/agronomy7030061.

Sosa, N., & Gambaudo, S. (2014). *Uso de elfuentes porcinos en función de los ambientes edáficos*. Manfredi, Córdoba, Argentina. Curso Internacional de Agricultura de Precisión.

Sosa, N., Manthier, D. F., & Bragachini, M. A. (2019). *Ensayo de aplicación de efluentes porcinos en cultivo de maíz (Campaña 2017 - 2018)*. EEA Mandredi.

Tambone, F., Genevini, P., D'Imparzano, G., & Adani, F. (2009). *Assesing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW*. Bioresource Technology, 100. 3140-3142.

Tambone, F., Orzi, V., D'Improzano, G., & Adni, F. (2017). *Solid and liquit fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and envioronmental value*. Bioresouce Technology, 243. 1251-1256.

Tambone, F., Orzi, V., Zilio, M., & Adani, F. (2019). *Measuring the organiz amendment properties of liquid fraction of digestate*. Waste Management, 88, 21-27:

Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., & Adani, F. (2010). *Assessing amendment and fertilizing properties og digestates from anaerobic digestion throug a comparative study with digested sludge and compost*. Chemosphere, 81. 577-583.

Tambone, F., Terruzzi, L., Scaglia, B., & Adani, F. (2014). *Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties*. Waste Management, Vol 35, 55-61.

Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J. L. (2010). *Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use*. Waste Biomass Valor, 2:43-58.

Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J. L. (2011). *Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Solid Digested Products*. Waste Biomass, 2:113-126.

Ticona Delgado, E. R. (2019). *Estandarización analítica de la metodología de Bouyoucos para la determinación textural de suelos del Altiplano Boliviano*. La Paz, Bolivia. Tesis de grado para optar el título de Ingeniero Agrónomo.

Tigini, V., Franchino, M., Bona, F., & Varese, G. C. (2016). *Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure*. Science of the Total Environment, 551, 127-132.

Tilvikiene, V., Kadziulienė, Z., & Dabkevicius, Z. (2010). *Effect of digestate application on cocksfoot on biomass production and quality*. Treatment and use of non conventional organic residues in agriculture, 1-4.

Uccelli, J. L. (2019). *Porcinos en Argentina, lo que era disperso ahora se concentra*. JLU consultoras.

Uccelli, J. L. (2020). *Evolución del sector porcino en Argentina: Cumpliendo etapas y con un importante camino por recorrer*.

Uccelli, J. L. (2023). *Anuario del Sector Porcino Argentino 2022*. ISP N63A5.

USDA, U. S., & USCC, U. S. (2001). *The Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC)*.

Walsh, J. J., Jones, D. L., Chadwick, D. R., & Williams, A. P. (2018). *Repeated application of anaerobic digestate, undigested cattle slurry and inorganic fertilizer N: impacts on pasture yield and quality*. Grass and Forage Science, 73(3), 758-763.

Yagüe, M. R., Bosch-Serra, À. D., Antúnez, M., & 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.

Anexo I: Norma Técnica para la aplicación agrícola de digerido proveniente de plantas de digestión anaeróbica. Anexo III: CLASIFICACIÓN DE MATERIAS PRIMAS

- Las materias primas no deben poseer características que las definan como peligrosas en los términos del marco regulatorio vigente.
- Se incluyen los aditivos autorizados por el Código Alimentario Argentino para la producción de alimentos.
- Excepciones a las materias primas detalladas en el presente Anexo deberán ser habilitadas por la jurisdicción local donde se realice el tratamiento.

A. Bio-residuos

A.1. Materiales exclusivamente vegetales

A.1.1. Provenientes de parques, jardines u otras parquizaciones o zonas de recreo

A.1.1.1 Restos de poda, césped cortado, malezas, flores, hojas

A.1.2. Provenientes de la preparación y consumo de comidas y bebidas

A.1.2.1 Cereales, frutas y vegetales

A.1.2.2 Restos de infusiones

A.1.2.3 Masa y levaduras de panificación

A.1.2.4 Restos de hierbas y especias

A.1.2.5 Alimentos vegetales y panificados caducos

A.1.2.6 Restos vegetales provenientes de cocinas domésticas, comedores, restaurantes, supermercados, servicios de catering, etc.

A.2. Materiales provenientes de fuentes animales o que tengan sustancias de origen animal

A.2.1. Provenientes de la preparación y consumo de comidas y bebidas

A.2.1.1. Restos de cocinas domésticas, restaurantes, supermercados, comedores, servicios de catering, etc.

A.2.1.2. Alimentos caducos no aptos para consumo

B. Materiales provenientes de la producción, industrialización y comercialización de productos agrícolas y forestales

B.1. Restos de cosecha y pastura

B.2. Silaje

B.3. Cultivos de cobertura y energéticos

B.4. Polvo de granos y cereales

B.5. Restos de poda

B.6. Restos de la producción, procesado o envasado de alimentos o bebidas

B.7. Alimentos y restos de alimentos no aptos para consumo

B.8. Fibras vegetales de rechazo

B.9. Aguas residuales agroindustriales

C. Materiales provenientes de la producción de biocombustibles líquidos

C.1. Glicerol

C.2. Vinaza

D. Otros materiales de origen vegetal

D.1. Plantas acuáticas, subacuáticas

- E. Materiales provenientes de fuentes animales o que tengan sustancias de origen animal
 - E.1. Provenientes de la industrialización y comercialización de productos pecuarios
 - E.1.1. Subproductos de origen animal pertenecientes a las Categorías II y III del Anexo IV.
 - E.1.2. Cama de animales
- F. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU)
- G. Algas

Anexo II: Tabla con valores promedios de los parámetros analizados durante los 3 momentos de muestreo, a una profundidad de 0 a 10 cm . Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	pH (Uph)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	NT (mg/Kg)	NO3 (mg/Kg)	P total (mg/Kg)	P soluble (mg/kg)
T0	1°	6,79 $\pm$ 0,46	85,39 $\pm$ 11,71	8,39 $\pm$ 1,00	4,20 $\pm$ 0,50	2288,82 $\pm$ 751,72	1,68 $\pm$ 2,92	105,18 $\pm$ 27	4,68 $\pm$ 0,37
T1	1°	6,77 $\pm$ 0,38	77,69 $\pm$ 20,67	9,15 $\pm$ 1,40	4,57 $\pm$ 0,70	2259,74 $\pm$ 547,91	1,03 $\pm$ 1,97	364,07 $\pm$ 64,64	88,29 $\pm$ 10,66
T2	1°	6,68 $\pm$ 0,08	62,30 $\pm$ 7,35	9,95 $\pm$ 1,13	4,98 $\pm$ 0,57	3510,21 $\pm$ 882,64	29,32 $\pm$ 0,05	199,18 $\pm$ 59,38	24,00 $\pm$ 9,14
T3	1°	6,60 $\pm$ 0,08	78,99 $\pm$ 35,46	8,87 $\pm$ 1,34	4,44 $\pm$ 0,67	810,87 $\pm$ 457,03	1,54 $\pm$ 3,39	178,36 $\pm$ 18,84	23,68 $\pm$ 12,01
T4	1°	6,34 $\pm$ 0,18	58,59 $\pm$ 19,24	10,07 $\pm$ 0,78	5,06 $\pm$ 0,78	2308,82 $\pm$ 647,97	34,88 $\pm$ 16,80	159,22 $\pm$ 57,77	21,43 $\pm$ 10,52
T0	2°	6,47 $\pm$ 0,38	278,73 $\pm$ 91,90	10,73 $\pm$ 1,30	5,37 $\pm$ 0,65	-	108,09 $\pm$ 24,09	201,34 $\pm$ 51,06	16,42 $\pm$ 10,03
T1	2°	6,39 $\pm$ 0,12	165,31 $\pm$ 13,83	8,83 $\pm$ 1,78	4,41 $\pm$ 0,89	-	117,67 $\pm$ 85,54	180,60 $\pm$ 88,30	28,04 $\pm$ 5,52
T2	2°	6,53 $\pm$ 0,58	274,23 $\pm$ 117,09	8,03 $\pm$ 2,46	4,01 $\pm$ 1,23	-	175,52 $\pm$ 23,51	56,07 $\pm$ 12,71	18,35 $\pm$ 8,02
T3	2°	6,36 $\pm$ 0,19	252,90 $\pm$ 6012	8,42 $\pm$ 1,28	4,21 $\pm$ 0,64	-	145,20 $\pm$ 31,28	205,16 $\pm$ 44,67	36,79 $\pm$ 8,45
T4	2°	6,68 $\pm$ 0,31	199,36 $\pm$ 56,71	7,88 $\pm$ 2,40	3,94 $\pm$ 1,20	-	101,61 $\pm$ 44,37	150,06 $\pm$ 54,79	5,88 $\pm$ 2,06
T0	3°	6,43 $\pm$ 0,11	92,99 $\pm$ 15,99	10,38 $\pm$ 2,60	5,19 $\pm$ 1,30	1457,82 $\pm$ 413,06	9,68 $\pm$ 3,57	191,88 $\pm$ 18,53	12,82 $\pm$ 3,23
T1	3°	6,50 $\pm$ 0,45	168,46 $\pm$ 31,54	12,94 $\pm$ 1,66	6,47 $\pm$ 0,83	3326,54 $\pm$ 360,73	18,45 $\pm$ 4,71	511,07 $\pm$ 218,02	40,29 $\pm$ 17,74
T2	3°	6,43 $\pm$ 0,19	118,76 $\pm$ 31,51	10,23 $\pm$ 1,06	5,12 $\pm$ 0,53	2493,25 $\pm$ 1239,09	20,90 $\pm$ 2,93	294,76 $\pm$ 76,91	27,80 $\pm$ 7,58
T3	3°	6,29 $\pm$ 0,08	206,79 $\pm$ 69,76	10,33 $\pm$ 0,95	5,19 $\pm$ 1,30	4046,18 $\pm$ 495,53	62,54 $\pm$ 8,70	357,04 $\pm$ 108,10	67,33 $\pm$ 11,52
T4	3°	6,67 $\pm$ 0,10	102,12 $\pm$ 12,17	9,25 $\pm$ 1,34	5,16 $\pm$ 0,48	30205,27 $\pm$ 458,26	38,87 $\pm$ 10,29	251,95 $\pm$ 5,09	16,84 $\pm$ 5,09

Anexo III: Tabla con valores promedios de los parámetros analizados durante los 3 momentos de muestreo, a una profundidad de 10 a 40 cm . Valores medios (n=9) $\pm$ Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	pH (Uph)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	NT (mg/Kg)	NO3 (mg/Kg)	P total (mg/Kg)	P soluble (mg/kg)
T0	1º	6,79 $\pm$ 0,46	85,39 $\pm$ 11,71	8,39 $\pm$ 1,00	4,20 $\pm$ 0,50	2288,82 $\pm$ 751,72	1,68 $\pm$ 2,92	105,18 $\pm$ 27	4,68 $\pm$ 0,37
T1	1º	6,77 $\pm$ 0,38	77,69 $\pm$ 20,67	9,15 $\pm$ 1,40	4,57 $\pm$ 0,70	2259,74 $\pm$ 547,91	1,03 $\pm$ 1,97	364,07 $\pm$ 64,64	88,29 $\pm$ 10,66
T2	1º	6,68 $\pm$ 0,08	62,30 $\pm$ 7,35	9,95 $\pm$ 1,13	4,98 $\pm$ 0,57	3510,21 $\pm$ 882,64	29,32 $\pm$ 0,05	199,18 $\pm$ 59,38	24,00 $\pm$ 9,14
T3	1º	6,60 $\pm$ 0,08	78,99 $\pm$ 35,46	8,87 $\pm$ 1,34	4,44 $\pm$ 0,67	810,87 $\pm$ 457,03	1,54 $\pm$ 3,39	178,36 $\pm$ 18,84	23,68 $\pm$ 12,01
T4	1º	6,34 $\pm$ 0,18	58,59 $\pm$ 19,24	10,07 $\pm$ 0,78	5,06 $\pm$ 0,78	2308,82 $\pm$ 647,97	34,88 $\pm$ 16,80	159,22 $\pm$ 57,77	21,43 $\pm$ 10,52
T0	2º	6,47 $\pm$ 0,38	278,73 $\pm$ 91,90	10,73 $\pm$ 1,30	5,37 $\pm$ 0,65	-	108,09 $\pm$ 24,09	201,34 $\pm$ 51,06	16,42 $\pm$ 10,03
T1	2º	6,39 $\pm$ 0,12	165,31 $\pm$ 13,83	8,83 $\pm$ 1,78	4,41 $\pm$ 0,89	-	117,67 $\pm$ 85,54	180,60 $\pm$ 88,30	28,04 $\pm$ 5,52
T2	2º	6,53 $\pm$ 0,58	274,23 $\pm$ 117,09	8,03 $\pm$ 2,46	4,01 $\pm$ 1,23	-	175,52 $\pm$ 23,51	56,07 $\pm$ 12,71	18,35 $\pm$ 8,02
T3	2º	6,36 $\pm$ 0,19	252,90 $\pm$ 6012	8,42 $\pm$ 1,28	4,21 $\pm$ 0,64	-	145,20 $\pm$ 31,28	205,16 $\pm$ 44,67	36,79 $\pm$ 8,45
T4	2º	6,68 $\pm$ 0,31	199,36 $\pm$ 56,71	7,88 $\pm$ 2,40	3,94 $\pm$ 1,20	-	101,61 $\pm$ 44,37	150,06 $\pm$ 54,79	5,88 $\pm$ 2,06
T0	3º	6,43 $\pm$ 0,11	92,99 $\pm$ 15,99	10,38 $\pm$ 2,60	5,19 $\pm$ 1,30	1457,82 $\pm$ 413,06	9,68 $\pm$ 3,57	191,88 $\pm$ 18,53	12,82 $\pm$ 3,23
T1	3º	6,50 $\pm$ 0,45	168,46 $\pm$ 31,54	12,94 $\pm$ 1,66	6,47 $\pm$ 0,83	3326,54 $\pm$ 360,73	18,45 $\pm$ 4,71	511,07 $\pm$ 218,02	40,29 $\pm$ 17,74
T2	3º	6,43 $\pm$ 0,19	118,76 $\pm$ 31,51	10,23 $\pm$ 1,06	5,12 $\pm$ 0,53	2493,25 $\pm$ 1239,09	20,90 $\pm$ 2,93	294,76 $\pm$ 76,91	27,80 $\pm$ 7,58
T3	3º	6,29 $\pm$ 0,08	206,79 $\pm$ 69,76	10,33 $\pm$ 0,95	5,19 $\pm$ 1,30	4046,18 $\pm$ 495,53	62,54 $\pm$ 8,70	357,04 $\pm$ 108,10	67,33 $\pm$ 11,52
T4	3º	6,67 $\pm$ 0,10	102,12 $\pm$ 12,17	9,25 $\pm$ 1,34	5,16 $\pm$ 0,48	30205,27 $\pm$ 458,26	38,87 $\pm$ 10,29	251,95 $\pm$ 5,09	16,84 $\pm$ 5,09

Anexo IV: Valores de sales solubles en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 10 a 40 cm. Valores medios
(n=9) $\pm$ Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	Unidad	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cu	Fe
T0	1º	mg/kg	19,12 $\pm$ 8,20	2,34 $\pm$ 0,13	30,10 $\pm$ 2,28	39,18 $\pm$ 8,76	0,18 $\pm$ 0,03	0,40 $\pm$ 0,37	32,77 $\pm$ 9,10
T1	1º	mg/kg	1,54 $\pm$ 1,34	2,84 $\pm$ 1,70	38,79 $\pm$ 14,35	37,85 $\pm$ 9,12	1,77 $\pm$ 0,30	0,51 $\pm$ 0,32	193,69 $\pm$ 47,60
T2	1º	mg/kg	15,14 $\pm$ 0,72	1,69 $\pm$ 0,45	35,63 $\pm$ 13,73	42,76 $\pm$ 1,79	0,33 $\pm$ 0,35	0,21 $\pm$ 0,15	63,65 $\pm$ 15,31
T3	1º	mg/kg	9,82 $\pm$ 1,07	2,72 $\pm$ 0,52	43,54 $\pm$ 15,83	39,00 $\pm$ 2,72	0,17 $\pm$ 0,09	0,11 $\pm$ 0,07	49,88 $\pm$ 13,19
T4	1º	mg/kg	5,85 $\pm$ 3,24	2,11 $\pm$ 0,26	30,00 $\pm$ 2,97	70,75 $\pm$ 19,94	0,34 $\pm$ 0,11	0,23 $\pm$ 0,09	16,98 $\pm$ 3,51
T0	3º	mg/kg	8,06 $\pm$ 2,30	2,00 $\pm$ 0,53	22,40 $\pm$ 4,79	26,85 $\pm$ 2,74	0,15 $\pm$ 0,02	1,18 $\pm$ 0,11	2,72 $\pm$ 1,35
T1	3º	mg/kg	20,64 $\pm$ 8,54	2,78 $\pm$ 0,67	30,38 $\pm$ 12,88	29,35 $\pm$ 3,71	0,13 $\pm$ 0,03	1,09 $\pm$ 0,07	2,05 $\pm$ 1,17
T2	3º	mg/kg	11,12 $\pm$ 6,19	2,16 $\pm$ 0,72	19,70 $\pm$ 6,73	25,73 $\pm$ 7,64	0,18 $\pm$ 0,04	1,20 $\pm$ 0,07	3,33 $\pm$ 1,36
T3	3º	mg/kg	23,34 $\pm$ 8,61	3,97 $\pm$ 1,46	33,60 $\pm$ 17,83	30,77 $\pm$ 7,01	0,17 $\pm$ 0,02	1,13 $\pm$ 0,11	3,08 $\pm$ 1,01
T4	3º	mg/kg	6,39 $\pm$ 1,42	2,54 $\pm$ 0,58	43,15 $\pm$ 10,28	41,27 $\pm$ 8,45	0,75 $\pm$ 0,45	1,13 $\pm$ 0,22	7,45 $\pm$ 3,68

Anexo V: Valores de sales totales en suelo provenientes del primer y tercer muestreo, a una profundidad de 10 a 40 cm. Valores medios (n=9)

± Desviación Estándar

Tratamiento	Muestreo	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cu	Fe
T0	1º	174,81 ± 36,93	2516,22 ± 878,56	3529,41 ± 225,80	522,24 ± 197,06	72,42 ± 19,73	19,72 ± 5,59	241,59 ± 39,36
T1	1º	184,23 ± 103,33	3602,49 ± 851,78	5840,34 ± 1334,67	1036,99 ± 211,28	129,40 ± 24,16	31,96 ± 12,97	317,57 ± 144,43
T2	1º	333,33 ± 128,10	4473,63 ± 2632,29	5576,52 ± 756,50	853,67 123,25	141,22 ± 33,66	29,68 ± 5,45	350,68 ± 165,65
T3	1º	62,22 ± 14,97	2333,81 ± 714,46	4720,05 ± 665,75	643,90 ± 219,07	128,04 ± 35,07	26,71 ± 6,86	264,97 ± 82,66
T4	1º	78,14 ± 30,56	2814,59 ± 560,95	4679,62 ± 348,09	820,31 ± 274,68	131,60 ± 53,16	33,19 ± 10,23	237,47 ± 183,98
T0	3º	96,94 ± 33,95	1986,67 ± 292,53	4724,44 ± 616,65	2802,21 ± 408,83	89,88 ± 5,99	25,26 ± 2,00	359,81 ± 48,89
T1	3º	176,86 ± 106,61	2027,69 ± 352,75	5022,96 ± 464,73	2635,97 ± 42,48	90,41 ± 8,65	35,00 ± 4,87	335,43 ± 10,78
T2	3º	173,57 ± 73,49	2080,61 ± 276,06	5037,35 ± 591,75	2636,56 ± 44,98	110,50 ± 34,53	35,42 ± 3,93	356,01 ± 17,58
T3	3º	286,07 ± 107,32	2113,46 ± 362,68	4734,40 ± 490,42	2831,30 ± 70,96	90,25 ± 7,54	34,00 ± 3,24	362,84 ± 9,66
T4	3º	102,88 ± 36,40	2011,84 ± 237,79	4693,87 ± 325,44	2961,12 ± 107,91	189,18 ± 155,62	37,34 ± 3,57	332,52 ± 12,89

