

Evaluación del manejo de residuos porcinos de un sistema intensivo y semi-intensivo. Su caracterización, estabilización y aplicación de efluente y compost sobre la matriz suelo y planta.

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencia del Suelo*

Nicolás Iván Riera

Ingeniero Agrónomo - Universidad de Morón - 2009

Lugar de trabajo: Laboratorio de Transformación de Residuos – Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola – CICVyA – INTA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de Tesis

Lidia Giuffré

Ingeniera Agrónoma. Facultad de Agronomía. UBA

Mg. Sc. Ciencias del Suelo. EPG. FAUBA

Consejero de Estudio

Diana Elvira Cristina Crespo

Ingeniera Agrónoma. Facultad de Agronomía. UBA

Asesor de Estudios

Cristian Roman Cazorla

Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de Río Cuarto- Cba.

Magister en Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Río Cuarto

JURADO DE TESIS

JURADO

Monica Beatriz Rodriguez

Ingeniera Agrónoma (Universidad Buenos Aires)

Doctora (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Maria Alejandra Herrero

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Doctora (Universidad Buenos Aires)

JURADO

Maria Carolina Sasal

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Rosario)

Doctora (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 5 de noviembre de 2019

Dedicado

A mis papas, Ricardo y Norma

A mi mujer, Eugenia y a mis hijos Catalina y Francisco

Agradecimientos

El manuscrito de esta tesis es el resultado de mucho esfuerzo y ayuda de muchísimas personas. Por esto último, quiero expresar mi agradecimiento a cada una de las personas e instituciones que colaboraron conmigo durante estos años.

A mi directora de tesis Lidia Giuffré quien me acompañó y siempre conté con su apoyo para poder llegar a este momento. A mi co-directora, Diana Crespo, quien siempre me ayudó para poder contar con los recursos para el desarrollo de esta tesis y por su aporte en la parte técnica. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y especialmente al PNNAT 1128042, Proyecto “Tecnologías y estrategias de gestión de residuos y efluentes en sistemas agropecuarios y agroindustriales”. Al Instituto de Floricultura, en especial a Rubén, Mónica Karlanian y Lorena Bárbaro con quien conté con su apoyo para realizar varios de los ensayos que se encuentran en esta tesis. A la EEA Marcos Juárez, y en especial a Cristian Cazorla quien me ayudó en innumerables ocasiones para que pueda realizar los trabajos de campo y en especial por abrirme las puertas de su casa durante el transcurso de algunos ensayos. A Jorge Brunori quien me abrió las puertas del sector porcinos de EEA Marcos Juárez, para obtener todos los residuos que fueron insumos de esta tesis. A la Red de agroecología (REDAE), la EEA Hilario Ascasubi y PNNAT por facilitarme la máquina removedora de compost. Al IMyZA y en especial a mis compañeros del Laboratorio de Transformación de los Residuos (LTR) Cris, Patry, Eugenia, Pedro, Brian, Mati, Mauro y Javi, quienes me brindaron en todo momento su apoyo incondicional. A Lore La Fuente quien me brindó su valioso tiempo para correcciones y la compaginación de esta tesis.

A mi familia, en especial a Mariu, con quien siempre conté con su apoyo y ayuda para llegar al final de este objetivo y por supuesto, a mis hijos Cata y Fran.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Ing. Agr. Nicolás Iván Riera

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN.....	25
1.1. PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL MUNDIAL	25
1.2. PRODUCCIÓN DE PORCINOS A NIVEL NACIONAL	26
1.2.1. Distribución de la producción porcina	28
1.3. ESTRUCTURA DEL SECTOR PORCINO ARGENTINO	29
1.3.1. Estratos productivos.....	30
1.3.2. Sistema de producción	30
1.4. IMPACTO DE LOS RESIDUOS PORCINOS EN EL MEDIO AMBIENTE	31
1.5. TECNOLOGÍAS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS	34
1.5.1. Tratamiento de residuos porcinos sólidos: compostaje	34
1.5.2. Tratamiento de efluente porcino: tratamiento físico-químico.....	40
1.6. LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS Y PURINES ORGÁNICOS.....	42
2. HIPÓTESIS.....	47
3. OBJETIVO GENERAL.....	51
3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	51
4. MATERIALES Y MÉTODOS	55
4.1. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	55
4.2. CARACTERIZACIÓN DE SISTEMAS PRODUCTIVOS.....	55
4.2.1. Sistema producción intensiva: Efluentes líquidos.....	55
4.2.2. Sistema producción semi-intensiva (cama profunda): Residuos sólidos	57
4.3. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE Y DE RESIDUOS SÓLIDOS.....	58
4.3.1. Métodos analíticos para efluentes y purines orgánicos	58
4.3.2. Métodos analíticos para residuos sólidos y compost.....	60
4.3.3. Métodos Microbiológicos.....	63
4.3.4. Métodos Parasitológicos	66
4.4. TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS.....	67
4.4.1. Tratamiento residuo sólido.....	67
4.4.2. Tratamiento del efluente líquido.....	69
4.5. EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS EN EL SUELO	73
4.5.1. Escala laboratorio: incubación de suelos.....	73
4.5.2. Escala invernáculo	74
4.5.3. Escala campo.....	78
5. RESULTADOS	81
5.1. CARACTERÍSTICAS DE LA PRODUCCIÓN PORCINA INTENSIVA Y SEMI INTENSIVA.....	81
5.1.1. Caracterización inicial del efluente porcino	81
5.1.2. Características de la producción porcina semi-Intensiva (cama profunda).....	85
5.2. TRATAMIENTO: COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE CAMA PROFUNDA PORCINA (RESIDUOS SÓLIDOS).....	87

5.2.1.	Ensayo a escala laboratorio para el tratamiento del residuo de cama profunda porcina a través de la degradación aeróbica (compostaje)	87
5.2.2.	Ensayo a escala campo para el tratamiento de residuos de cama profunda porcina a través del proceso de compostaje.....	90
5.3.	TRATAMIENTO DEL EFLUENTE PORCINO.....	92
5.3.1.	Ensayo a escala laboratorio para la selección del floculante y coagulante (<i>Jar Test</i>).....	92
5.3.2.	Ensayo a escala piloto para la remoción de sólidos y nutrientes de efluentes porcinos a través de tratamiento físico químico y un dispositivo de geo-filtración	94
5.4.	EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS ESTABILIZADOS	100
5.4.1.	Escala laboratorio: incubación de suelos	100
5.4.2.	Escala ensayo de invernáculo.....	101
5.4.3.	Escala campo:	109
6.	DISCUSIÓN.....	117
6.1.	CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LOS EFLUENTES Y RESIDUOS PORCINOS	117
6.2.	EVALUACIÓN DE LOS TRATAMIENTOS DE RESIDUOS SÓLIDOS	120
6.2.1.	Ensayo a escala laboratorio para el tratamiento del residuo de cama profunda porcina a través de la degradación aeróbica (compostaje)	120
6.2.2.	Ensayo a escala campo para el tratamiento de residuos de cama profunda porcina a través del proceso de compostaje.....	122
6.3.	TRATAMIENTO DEL EFLUENTE PORCINO.....	123
6.3.1.	Ensayo a escala laboratorio para la selección del floculante y coagulante (<i>Jar Test</i>).....	123
6.3.2.	Ensayo a escala piloto para la remoción de sólidos y nutrientes de efluentes porcinos a través de tratamiento físico químico y un dispositivo de geo-filtración	123
6.4.	EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS ESTABILIZADOS	125
6.4.1.	Escala laboratorio: incubación de suelos	125
6.4.2.	Escala ensayo de invernáculo.....	126
6.4.3.	Escala campo	127
7.	CONCLUSIONES.....	133
8.	BIBLIOGRAFÍA	139

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Indicadores de producción de países del Cono Sur.....	26
Tabla 2: Evolución de los principales índices del sector.....	27
Tabla 3: Supervivencia de grandes grupos de patógenos en suelos y plantas	33
Tabla 4: Supervivencia de patógenos en climas templados y tropicales.....	33
Tabla 5: Tratamientos higienizantes y recomendaciones para la gestión segura del estiércol, según la Unión Europea y otros reglamentos.	37
Tabla 6: Límites superiores de concentración de patógenos para el uso de compost en agricultura, jardines y recuperación de suelo.	37
Tabla 8: Caracterización de los residuos de cama profunda. Valores medios (n=6) ± Desviación estándar	85
Tabla 9: Características químicas finales del compost de residuos porcinos (cama profunda). Valores medios (n=3) ± Desviación estándar.....	88
Tabla 10: Valores promedios (n=3) microbiológicos y parasitológicos	89
Tabla 11: Caracterización físico-química del lixiviado proveniente del compostaje de residuos porcinos. Valores medios (n=4) ± Desviación estándar.....	89
Tabla 12: Caracterización fisicoquímica, microbiología y parasitológica del compost porcino. Valores de referencia según Normativas Internacional y Nacional. Valores medios (n=3) ± Desviación estándar.....	90
Tabla 13: Presencia de formas parasitarias y no parasitarias de interés biológico en las muestras sólidas analizadas.	91
Tabla 14: Características físico-químicas del efluente porcino y efluente tratado con diferentes dosis de coagulantes y floculantes. La CE está expresada en mS cm ⁻¹ y la turbidez en % de NTU. Valores medios (n=3) ± Desviación estándar	92
Tabla 15: Caracterización físico química del efluente porcino filtrado con adición de químicos y porcentajes de remoción. Valores medios (n=3) ± Desviación estándar	95
Tabla 16: Presencia de formas parásitas y no parasitarias de interés biológico en las muestras líquidas analizadas.	99
Tabla 17: Valores promedios (n=3) ± Desviación Estándar, en el suelo al finalizar la incubación (dosis empleada 100 kg N. ha ⁻¹).	101
Tabla 18: Valores físico-químicos finales de los diferentes tratamientos con incorporación de compost en cultivo de Aleté. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según el Test de Tukey (p<0,05).....	102
Tabla 19: Caracterización Fisicoquímica inicial de los efluentes y sólidos porcinos previos aplicados al suelo. Valores medios (n=3) ± Desviación Estándar	110

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Consumo de carne mundial.	25
Figura 2: Consumo anual de Carne porcina.	27
Figura 3: Distribución porcentual por provincia al año 2016.	28
Figura 4: Densidad de Porcinos (relación madres/superficie departamental).	29
Figura 5: Dinámica de utilización y pérdida de proteína en la producción de cerdos	32
Figura 6: Diferentes etapas a lo largo del proceso de compostaje.	36
Figura 7: Diagrama de la estructura de un piso tipo <i>slats</i>	55
Figura 8: Piso <i>slats</i> de concreto y fosa de efluentes.	56
Figura 9: Sistema de producción porcina intensiva, lechones al destete.	56
Figura 10: Sistema de producción porcina intensiva, cerdos en terminación.	56
Figura 11: Cámara de salida de efluentes.	57
Figura 12: Acumulación de residuos de cama profunda y galpones de cría porcina	58
Figura 13: Interior de galpones de cría porcina, de donde se realizó el muestreo (cama profunda).	58
Figura 14: Tubos con caldo lauril sulfato de sodio (fase presuntiva).	64
Figura 15: Gradilla central: tubos positivos provenientes de fase presuntiva.	64
Figura 16: Prueba para <i>E. coli</i> en el medio de cultivo agar eosina azul de metileno.	65
Figura 17: Placas con colonias color negro (Producción de H ₂ S), indicando presencia presuntiva de <i>Salmonella</i> spp. en medio Salmonella Shigella.	66
Figura 18: Tamices y Microscopio para medición parasitológica.	67
Figura 19: Reactores aeróbicos de 100 Litros	68
Figura 20: Maquina removedora de compost	69
Figura 21: Prueba de efluente porcino con acondicionadores químicos.	70
Figura 22: Equipo de Jar Test con efluente porcino, coagulado y floculado	70
Figura 23: Dispositivo de geofiltración piloto	72
Figura 24: Filtración de efluente porcino a través de geocontenedores.	72
Figura 25: Recipientes de incubación de suelo.	74
Figura 26: Ensayo de alelí próximo a cosechar	75
Figura 27: Ensayo de Girasol ornamental	77
Figura 28: Ensayo de girasol ornamental próximo a cosechar	77
Figura 29: Ensayo maíz, en el momento de cosecha	78
Figura 30: Evolución de la temperatura dentro de reactores aeróbicos y temperatura diaria (T°C).	87
Figura 31: Concentración de sólidos totales (ST), expresados en %, para las distintas dosis de coagulantes utilizadas. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** p<0,0001; * p<0,05; ns: no significativa. (Test Tuke).	93
Figura 32: Remoción de turbidez (NTU) expresado en % para las distintas dosis de coagulantes utilizadas. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** p<0,0001; * p<0,05; ns: no significativa. (Test Tukey).	93
Figura 33: Remoción de turbidez (NTU) expresado en % para las distintas dosis de de polímeros (floculantes) utilizados. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** p<0,0001; ** p<0,05; ns: no significativa. (Test Tukey). ..	94
Figura 34: Concentración de sólidos totales (ST) expresadas en %. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** p<0,0001; ** p<0,05; ns: no significativa. (Test Bonferroni).	97

Figura 35: Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) expresado en %. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Bonferroni).	97
Figura 36: Valores promedio de fósforo total expresado en mg/l. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** $p < 0,0001$; ns: no significativa. (Test Bonferroni).	98
Figura 37: Valores promedio de zinc total expresado en mg/l. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Bonferroni).	98
Figura 38: Valores promedio de cobre total y cobre soluble expresados en mg/L. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Bonferroni)	98
Figura 39: Formas parásitas encontradas en los efluentes y sólidos porcinos. Fotografías propias.	99
Figura 40: Evolución de la respiración microbiana acumulada durante 14 semanas. Dosis empleada 100 kg N ha ⁻¹	100
Figura 41: Concentración de fósforo (g L ⁻¹). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	103
Figura 42: Longitud de inflorescencia (cm). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	103
Figura 43: Número de flores medido en la inflorescencia. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	104
Figura 44: Peso de vara (g.). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	104
Figura 45: Concentración de Cu mg kg ⁻¹ materia seca foliar. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	105
Figura 46: Valores promedio de CE. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativo. (Test Tukey).	106
Figura 47: Valores promedio de P Bray. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativo. (Test Tukey).	106
Figura 48: Valores promedio de NO ₃ ⁻ . Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	106
Figura 49: Valores promedio de longitud de vara. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	107
Figura 50: Valores promedio de peso vara. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	108
Figura 51: Valores promedio de diámetro de flor. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	108
Figura 52: Valores promedio de Zn foliar. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	109
Figura 53: Valores promedio de P foliar. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	109
Figura 54: Valores promedio de NT en el suelo. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	110
Figura 55: Valores promedio de NO ₃ ⁻ en profundidad 0-20 cm. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	111

Figura 56: Valores promedio de P Bray en el suelo 0-20 cm de profundidad. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).	111
Figura 57: Valores promedio de Zn. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	112
Figura 58: Valores promedio de Na. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	112
Figura 59: Valores promedio de rendimiento del maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	113
Figura 60: Valores promedio de pH. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	113
Figura 61: Valores promedio de CE. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	114
Figura 62: Valores promedio de Zn foliar. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento. * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey).	114

ABREVIATURAS

ADA: Autoridad del Agua, Provincia de Buenos Aires

AGSOBA: Resolución (la reglamentación que establece normas de calidad de los vertidos de los efluentes líquidos residuales y/o industriales a los distintos cuerpos receptores de la provincia de Buenos Aires.

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: Sulfato de Aluminio

APHA: Standard methods for examination of water and wastewater

DBO_5 : Demanda biológica de oxígeno

C/N: Relación Carbono Nitrógeno

C: Carbono

Ca: Calcio

CE: Conductividad eléctrica

CEN: Ceniza

CEPAVE: Centro de estudios parasitológicos y de vectores

CH_4 : Metano

CICVyA: Centro de Investigaciones en Ciencias veterinarias y Agronómicas

CO_2 : Dióxido de carbono

COT: Carbono orgánico total

Cu: Cobre

CuSO_4 : Sulfato de cobre

D: Densidad

DQO: Demanda química de oxígeno

EC: Medio de Cultivo EC

EEA: Estación Experimental Agropecuaria

FAO: Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas

Fe: Hierro

FeCl_3 : Cloruro férrico

H: Humedad

H_2SO_4 : Ácido sulfúrico

HCl: Ácido Clorhídrico

HNO_3 : Ácido nítrico

HP: Horse Power O Caballo de fuerza

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 de potasio
KOH: Hidróxido de Potasio
L: Litros
ALH: Agar lisina hierro
Mg: Mangnesio
MgO: Óxido de magnesio
Mn: Manganeso
MO: Materia Orgánica
MS: Materia seca
N: Nitrógeno
Na: Sodio
NaOH: Hidróxido de Sodio
NGI: Nematodos gastrointestinales
NH₃: Amoníaco
NH₄⁺: Amonio
NMP: Número más probable
NO₃⁻: Nitrato
NT: Nitrógeno total
NTK: Nitrógeno Kjeldahl
UTN: Unidades Nefelométricas de turbidez
P: Fósforo
PA: Polímeros aniónicos
PC: Polímeros catiónicos
PNNAT: Programa Nacional de Recursos Naturales (INTA)
PT: Fósforo total
RENSPA: Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios
SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria
SGS: Sistema de Gestión Sanitaria
SIM: Sulfuro-indol-movilidad
SSV: Sólidos suspendidos volátiles
ST: Sólidos totales
SV: Sólidos volátiles
TB: Turbidez
TMECC: Test Methods for the Examination of Composting and Compost
TAI: Agar triple azúcar hierro

UNLP: Universidad Nacional de la Plata

USEPA: United States Environmental Protection Agency

Zn: Zinc

Kg: Kilogramo

Tn: Tonelada

RESUMEN

La cría intensificada y semi-intensificada de cerdos genera la acumulación de estiércoles y efluentes, los cuales, si no son estabilizados, generan un impacto negativo en el ambiente. El compostaje es un proceso aeróbico que permite la estabilización de los residuos sólidos orgánicos. Por otro lado, la geofiltración es una tecnología que permite la retención de sólidos y la reducción de nutrientes de efluentes. El objetivo de la presente tesis fue caracterizar los efluentes y residuos sólidos porcinos provenientes de sistemas intensivos y semi intensivos y desarrollar tecnologías que produzcan su estabilización de modo de permitir su aplicación al suelo con efectos favorables en cultivos intensivos y extensivos. Para ello, se realizaron muestreos de efluentes y residuos sólidos porcinos a fin de caracterizarlos. Los efluentes mostraron elevada concentración de materia orgánica (MO), nutrientes, conductividad eléctrica (CE) y contenido de patógenos. El residuo sólido mostró una buena relación carbono/nitrógeno, alta CE y un alto contenido de patógenos. Para los efluentes, se trabajó a escala laboratorio y piloto con un sistema de geofiltración con distintas dosis de coagulante y floculantes. Los resultados, mostraron que la geofiltración con aditivos es una tecnología que puede ser utilizada para retener sólidos y remover nutrientes. Por otro lado, los residuos sólidos fueron sometidos al proceso de compostaje en escala laboratorio y a campo. Los datos obtenidos demostraron que es posible lograr la estabilización del residuo para su posterior uso como enmienda. El compost porcino mostró ser viable como enmienda en cultivos intensivos hasta los 15 L/m². Sin embargo, para cultivos extensivos, como el maíz, se observó una tendencia de aumento en los rendimientos con el uso de efluentes estabilizados y de compost porcino. Se concluye que los residuos porcinos pueden ser estabilizados por métodos físico químicos y biológicos logrando productos con valor agronómico.

Palabras claves: efluente porcino, residuo porcino, geofiltración, compost porcino, remoción de patógenos, enmienda orgánica, flor de corte, cultivo de maíz.

ABSTRACT

The intensified and semi-intensified production of swine generates accumulation of manure and slurries which if not stabilized can generate negative impact on the environment. Composting is an aerobic process that allows the stabilization of organic solid waste. On the other hand, geotainment filtration is a technology that allows retaining solids and thereby reducing the concentration of nutrients in slurries. The aim of this thesis was to characterize the swine slurries and solid waste from intensive and semi-intensive systems and develop technologies to produce their stabilization, that allow their application to the soil with favorable effects in intensive and extensive crops. To do this, different samples of swine slurries and solid waste were carried out in order to achieve their characterization. The slurries showed high concentration of organic matter (OM), nutrients, electrical conductivity (EC) and pathogen content. On the other hand the solid wastes showed a good carbon/nitrogen ratio, high EC and high pathogens content. For slurries, a geofiltration system with different doses of coagulant and flocculants in laboratory and pilot scale was used. The results, showed that geofiltration with additives is a technology that can retain solids and remove nutrients. On the other hand, solid waste was treated with composting process in laboratory and field scale. The results showed that it is possible to achieve the stabilization of the waste for its later use as an organic amendment. The evaluated swine compost is viable as an amendment to produce intensive crops up to 15 L/m². However, for extensive crops, such as corn, there was a tendency to increase yields with the use of stabilized slurries and swine compost. It is concluded that swine wastes can be stabilized by physical chemical and biological technology achieving products that can be used for agronomic use.

Key words: swine slurries, swine manure, geofiltration, swine compost, pathogen removal, organic amendment, cut flower, corn crop.

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Artículos con referato

Riera, N., Beily, M., Viton, M., Giuffré, L., Crespo, D.E. 2018. Removal of organic matter and nutrients from a porcine effluent, through geo-containment filtration. IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science (IOSR-JAVS), 11(1): 35-41. e-ISSN: 2319-2380, p-ISSN: 2319-2372.

Riera, N., Barbaro, L., Karlanian, M., Beily, M., Rizzo, P., Crespo D.E., Giuffré, L. 2018. Evaluation of compost of swine waste as amendment for production of cut wallflowers (*Matthiola incana*). IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT), 12(2): 01-09. e-ISSN: 2319-2402, p-ISSN: 2319-2399.

Presentaciones a congresos

Riera, N., Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., Beily, M.E., Cazorla, C., Crespo, D., Giuffré, L. 2018. Evaluación de compost de residuos porcinos como enmienda, para producción de flores de corte (*helianthus annunss*). II simposio de residuos agropecuarios y agroindustriales del NOA y Cuyo. San Juan, Argentina, 2018.

Riera, N., Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., Beily, M.E., Cazorla, C., Crespo, D., Guiffre, L. 2017. Evaluación de Compost de residuos porcinos como enmienda en canteros para producción de Alelí de corte (*Matthiola incana*). 1º Encuentro Nacional sobre Periurbanos e Interfases Críticas, 2ª Reunión Científica del PNNAT y 3ª Reunión de la Red PERIURBAN. Presentación modalidad Póster. Ciudad de Córdoba, Argentina, 2017.

Riera, N., Beily, M., Viton, M., Giuffré, L., Crespo, D.E. 2015. Remoción de materia orgánica de un efluente porcino. Argentina y Ambiente 2015. II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología ambiental. Presentación: Exposición oral. Ciudad de Buenos Aires, Argentina, 2015.

Riera, N., Viton, M., Crespo, C. 2013. Evaluación preliminar para la remoción de sólidos de efluentes porcinos, mediante el uso de aditivos químicos. V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos Sólidos. Exposición: Modalidad Poster. Ciudad de Mendoza, Argentina, 2013.

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

La ganadería porcina es la cría de dicho ganado para el aprovechamiento, principalmente, de su carne. El destino de la producción es el consumo fresco y la elaboración de chacinados y embutidos.

1.1. PRODUCCIÓN PORCINA A NIVEL MUNDIAL

La carne de cerdo es la más consumida en el mundo en relación a otras. En la Figura 1 se muestra la evolución de la producción de carne a nivel mundial para el periodo 1993-2013, evidenciando un incremento de más de 100 millones de toneladas, pasando de 149,45 millones de toneladas a más de 252 millones de toneladas (Errecat *et al.*, 2015). Este mercado para el año 2013 mostró un crecimiento del 40,72 % con respecto al año 1993.

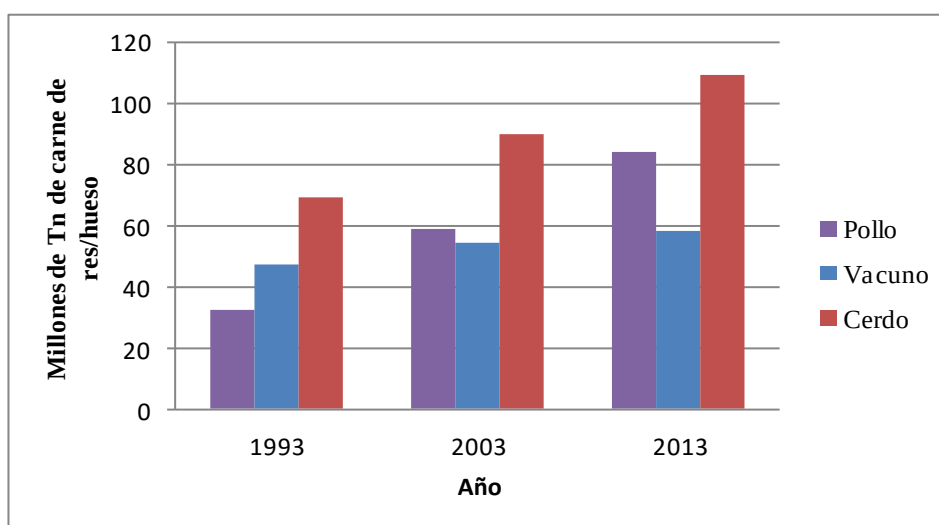


Figura 1: Consumo de carne mundial.

Fuente: Errecat *et al.*, 2015. Elaboración propia.

La producción mundial de carnes proyecta un incremento del 19 % para el año 2023, comparado con el periodo 2011-2013. De este incremento el 78 % corresponde a los países en desarrollo. Los países que más contribuyen a este aumento son Asia, América Latina, el Caribe, América del Norte y África. China sigue siendo el mayor contribuyente, con 15,3 millones de toneladas, seguido por Estados Unidos con 6 millones de toneladas y Brasil con 4,5 millones de toneladas. De los principales productores de carne, los productores de más rápido crecimiento son Argentina (30 %), Rusia (28 %), Indonesia (47 %) y Vietnam (39 %).

Según la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (FAO), las proyecciones de consumo mundial de carnes, posicionan a la porcina, con un crecimiento intermedio entre la aviar y la vacuna. También proyecta a China como un potencial importador de carne de cerdo, para los próximos años, con una tasa de crecimiento promedio anual del 10 %, para el 2020. El elevado consumo en ese país, junto a ciertas desventajas ambientales y sanitarias posiciona a la Argentina, como un país de alto potencial para la exportación de carnes (IERAL Fundación Mediterránea, 2011).

Con respecto a los principales países productores del Cono Sur, Brasil lidera como principal productor y exportador de carne porcina, en segundo lugar de producción, se encuentra la Argentina.

Tabla 1: Indicadores de producción de países del Cono Sur.

Indicadores	Países del Cono sur		
	Brasil	Argentina	Chile
Producción (Tn)	3,755,000	566,276	489,003
Consumo per cápita (kg/hab./año)	14,1	14,05	17,97
Exportación (Tn)	830	14,562	287,058

Fuente Área Porcinas - Dirección de porcinas, Aves de Granja y No tradicionales USDA y ASPROCER.

1.2. PRODUCCIÓN DE PORCINOS A NIVEL NACIONAL

En el caso de las explotaciones ganaderas, la cronología del modelo intensivo comenzó con las aves de postura, seguida por la carne y los cerdos, que en la actualidad son los de mayor volumen y valor económico. Esto se debe a que la biología de estas especies permite una mayor velocidad de rotación del capital y la aplicación de nuevas tecnologías (Basso & Herrero, 2013).

En la Argentina, la producción de cerdos específicamente, se inició y se desarrolló como un complemento de la actividad agrícola, siendo una actividad secundaria dentro de las explotaciones agropecuarias, situadas esencialmente en el núcleo maicero. Las condiciones agroclimáticas de Argentina brindan el espacio para el desarrollo de esta actividad ya que posee suelos de calidad y disponibilidad de insumos, buen clima y agua. Estos factores posicionan a la Argentina como uno de los países de menor costo en la producción porcina, con potenciales y ventajas comparativas de cara a las necesidades alimentarias.

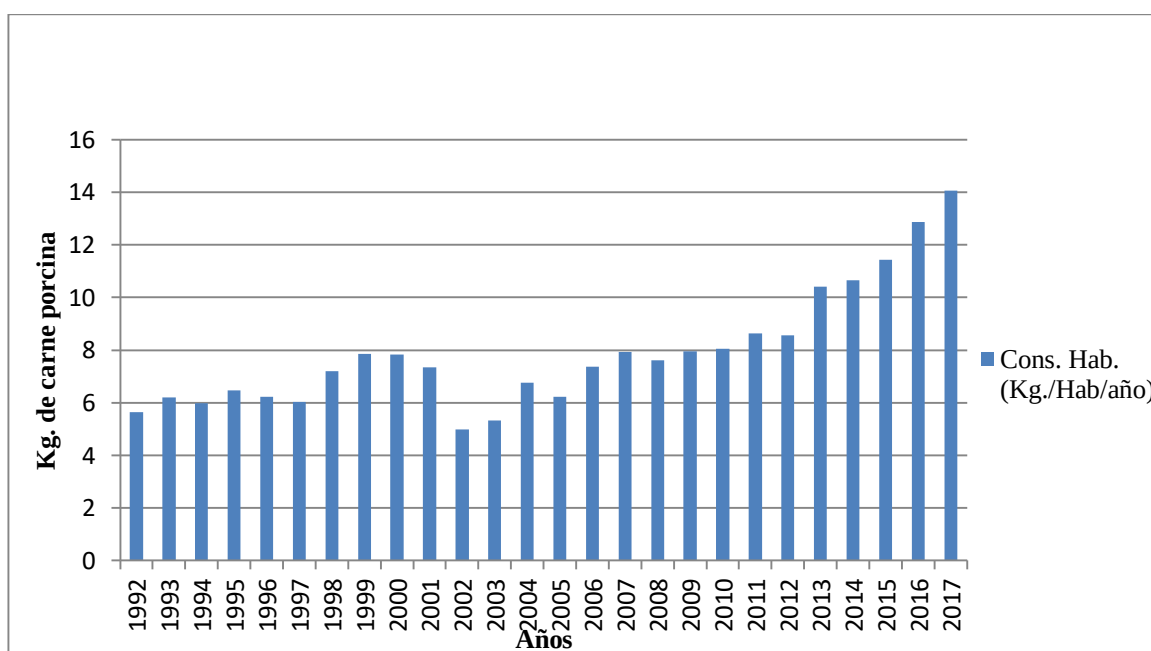
La producción de cerdos en Argentina ha tenido un rápido desarrollo en los últimos años, lo que se comprueba al observar que, entre 2005 y 2017, la producción de carne porcina tuvo un crecimiento superior al 60 %. Este incremento ha significado importantes inversiones del sector productivo. La razón de este crecimiento se debe fundamentalmente a la demanda del consumo interno y en especial al fuerte incremento en el consumo de carne fresca en relación a los chacinados, cuya proporción ha llegado a valores del 50% del total de consumo carne de cerdo (Ministerio Agroindustria, 2016).

Tabla 2: Evolución de los principales índices del sector.

Indicador	2005	2017	Diferencia
Faena (cabezas)	2,470,124	6,425,216	61,5%
Producción (toneladas)	215,496	566,276	61,90%
consumo (kg/hab.año ⁻¹)	6,22	14,05	55,7%

Fuente: Área Porcinos - Dirección de Porcinos, Aves de Granja y No Tradicionales, con datos del SENASA.

Las estimaciones de crecimiento para este sector son elevadas para la próxima década y están basadas, no sólo en las proyecciones globales de oferta y demanda de carne porcina, sino también en la tendencia a nivel nacional. Esto hace suponer que para el año 2020, el consumo per cápita podría aproximarse a los valores promedio de consumo mundial de 16 a 18 kg/habitante/año. (Ministerio Agroindustria, 2014).

**Figura 2:** Consumo anual de Carne porcina.

Fuente: Área Porcinos. Dirección de Porcinos, Aves de Granja y No Tradicionales en base a datos de SENASA Gestión de la información-D. N. de Matriculación y fiscalización e INDEC.
Elaboración propia

La producción nacional de carne porcina se destina principalmente al mercado interno, el consumo tanto de carne fresca como de embutidos y fiambres crece a una tasa superior al 10 % anual. El consumo se ve estimulado, en parte, por los valores de los cortes frescos (Basso, 2015), siendo el principal sustituto de la carne bovina y, en parte, por el cambio

en los hábitos de consumo, donde la población reconoce los mayores atributos de la carne de cerdo. La carne porcina es un alimento nutritivo, con un perfil lipídico tan favorable como el de las carnes blancas. Constituye una excelente fuente de proteínas, por su digestibilidad y contenido en aminoácidos esenciales (Basso, 2004).

El consumo total de todos los productos cárnicos en la Argentina es de 125 kg/habitante/año, esto incluye carne bovina, aviar, porcina, ovina y pescado. Mientras que el consumo de carne de cerdo es uno de los bajos (14,5 kg/habitantes/año), sin embargo, esta carne es la que mayor crecimiento tuvo en los últimos 5 años, siendo que las principales carnes mantuvieron sus niveles de consumo (Ministerio Agroindustria, 2016).

1.2.1. Distribución de la producción porcina

La mayor concentración de la producción porcina se ubica en la zona centro del país, coincidiendo con la disponibilidad de granos y, especialmente, con los centros de faena y consumo (Figuras 3 y 4). No obstante, la incorporación de tecnología en instalaciones ha permitido la implantación de granjas confinadas de gran escala en provincias con condiciones climáticas adversas. Esto ha contribuido al desarrollo de plantas de faena y ha fortalecido el consumo regional.

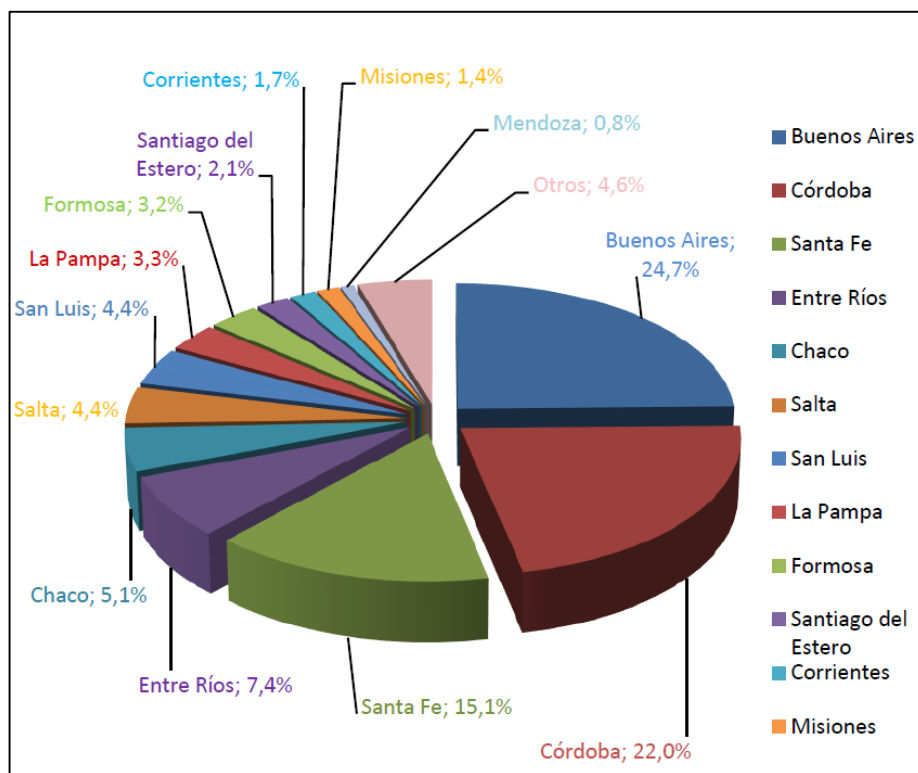


Figura 3: Distribución porcentual por provincia al año 2016.

Fuente: Área Porcinos. Dirección de Ovinos, Porcinos, Aves de granja y pequeños rumiantes con datos de SENASA.

El stock nacional porcino, según datos del último Censo Nacional Agropecuario de 2002, alcanzaba 2,2 millones de cabezas. Si bien hoy no existe un dato censal actualizado, el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) cuenta con un

Sistema de Gestión Sanitaria (SGS) a través del cual se registran los movimientos y el stock ganadero de cada productor inscripto en el Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios (RENSPA), ya sea de porcinos o de otra especie de su propiedad. Según esta información el stock total en 2017 es de 5.119.438 (Ministerio Agroindustria, 2017).

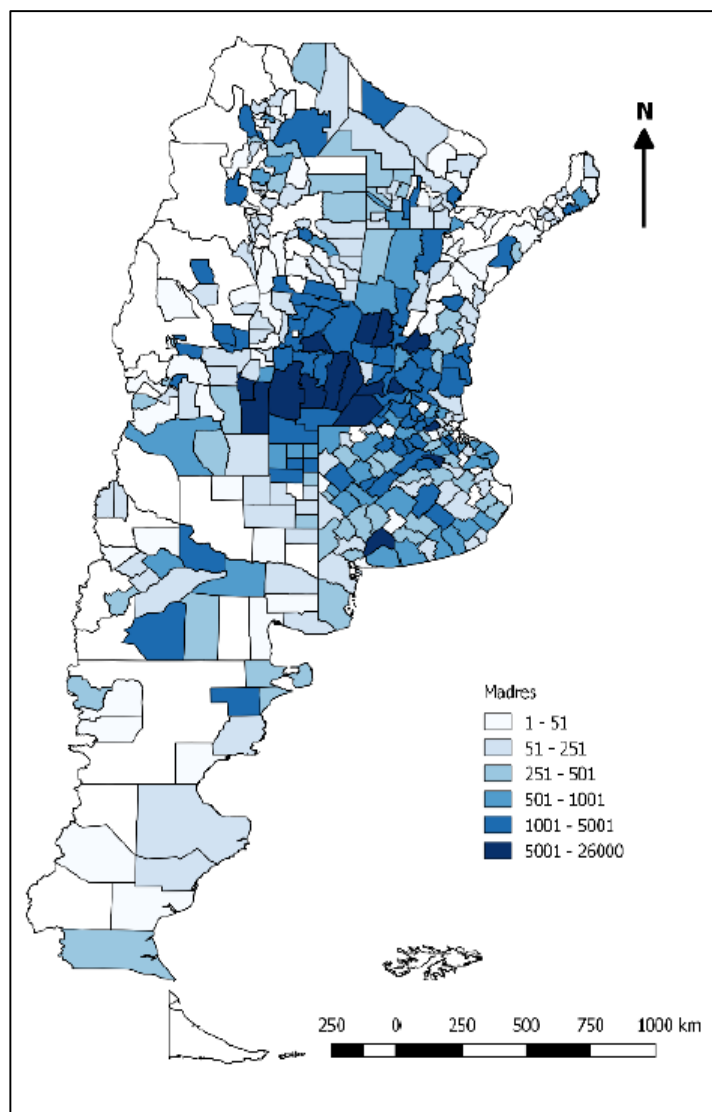


Figura 4: Densidad de Porcinos (relación madres/superficie departamental).

Fuente Ministerio de Agroindustria 2017.

1.3. ESTRUCTURA DEL SECTOR PORCINO ARGENTINO

Con referencia al total de las madres productivas, se menciona que 26 % corresponden a productores pequeños, 20 % a productores medianos, 30 % corresponden a productores medios a grandes y 22 % corresponden a productores grandes.

Más del 50 % de las madres se encuentran en sistemas intensivos, en donde se procede al confinamiento de los animales durante todo su ciclo, logrando altas eficiencias productivas. Cabe destacar que, en este sistema, se generan los desechos líquidos llamados efluentes o purines. Alrededor del 20-30 % de las madres restantes, se

encuentran en manos de productores medianos que tienen alguna parte de su ciclo en sistemas intensivo o semi-intensivo. De esta forma mejoran sus índices productivos y en este tipo de producciones medianas se encuentran los sistemas de túnel o de cama profunda. Cabe aclarar que los desechos de este sistema productivo son sólidos.

1.3.1. Estratos productivos

Con respecto a los distintos estratos que se pueden diferenciar entre los productores, se destacan:

- 69 %: Productores pequeños: entre 1-50 madres. Productores de escala familiar distribuidos en todo el país. Son sistemas de producción realizados en el campo al aire libre con escasa o nula tecnificación y muy bajos índices productivos.
- 19 %: Productores medianos: entre 50-100 madres. Productores de mediana escala, con sistemas donde se combinan las etapas al aire libre y en confinamiento.
- 10 %: Productores medios a grandes: entre 100-500 madres. Representan una producción de mediana a grande en confinamiento y más tecnificada. Aplican los recursos en forma más intensiva y este estrato tiene mejores índices productivos.
- 1,5 %: Productores grandes: con más de 500 madres. Son granjas de muy alta inversión y tecnología, los cuales se ven reflejados en sus altos índices productivos con elevada eficiencia de conversión (Millares, 2012).

1.3.2. Sistema de producción

En la Argentina, la producción porcina a escala extensiva está acotada y se limita a situaciones puntuales más que a una forma sostenida de producción, esto en parte se explica debido a la elevada tasa de utilización de la tierra con fines agrícolas. Quizás se puede vincular a la antigua práctica de aprovechamiento del rastrojo de maíz para engordar cerdos, o al pastoreo de verdeos de invierno con piaras de tamaño reducido (Vieytes *et al.*, 1997). Por otro lado, en la escala semi-intensiva podemos incluir los sistemas de paridera a campo y los sistemas tipo túnel o en “*cama profunda*”. En ambos casos, existe una aproximación a la intensificación de forma de reducir el espacio físico destinado a la producción porcina a la vez que se invierte en instalaciones fijas o móviles que permiten mejorar los índices productivos respecto de la producción a campo. A nivel mundial, y también en nuestro país, la producción porcina ha ido migrando hacia sistemas de mayor intensificación donde los animales se encuentran en confinamiento absoluto y el ambiente donde se alojan está entre mediana a totalmente controlado por el hombre. Estos sistemas requieren de una importante inversión en instalaciones fijas y la superficie de tierra necesaria, exclusivamente, para la producción animal es reducida en términos de número de animales por unidad de superficie. La relación entre número de animales y unidad de superficie puede ilustrarnos sobre la forma de alimentación de los cerdos (pastoreo y/o recolección natural versus ración suministrada por el hombre), el espacio físico destinado a su esparcimiento (acceso a lotes abiertos versus confinamiento permanente) y la situación de las excretas (distribución natural o recolección), entre otros factores de interés. En indicadores de eficiencia productiva se estima que un 39 % se encuentran bajo sistemas de producción en confinamiento con una productividad promedio por madre/año de 20 animales terminados. El 61 % restante de las madres se encuentra bajo sistemas de producción a campo o mixtos (a campo con alguna etapa

intensificada) cuya productividad por madre/año se estima alrededor de 10 a 14 animales. Es precisamente en este estrato productivo donde se observa una gran brecha productiva, ya que situaciones mejoradas (sistemas al aire libre o mixto con manejo intensivo) alcanzan valores de 16 a 18 capones por madre/año (Brunori, 2012). Si nos detenemos en la generación de excretas, los sistemas intensivos y semi-intensivos requieren un grado de planificación y manejo de las mismas. En forma general, podemos decir que las excretas deberán recolectarse, conducirse o evacuarse fuera de los sitios de alojamiento de animales, por motivos de higiene y sanidad y luego deberán tratarse, almacenarse o exportarse fuera del predio productivo. La imperiosa necesidad de contar con un plan de manejo de excretas es una característica distintiva de los sistemas productivos animales 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 una idea aproximada del volumen de desechos biológicos a generarse en una granja moderna ni del impacto de algunos factores clave como son las pérdidas de alimento, las tareas de limpieza de pisos y fosas o el consumo y pérdidas de agua. 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.

1.4. IMPACTO DE LOS RESIDUOS PORCINOS EN EL MEDIO AMBIENTE

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 una mezcla de deyecciones sólidas y líquidas de los cerdos junto con restos de alimentos, remanentes de aguas de los bebederos, y de lavado de la explotación (Hidalgo *et al.*, 2001).

Una práctica comúnmente utilizada para el tratamiento de los efluentes, es el sistema de lagunas anaeróbicas, que son vaciadas cada uno o dos años (Herrero & Gil, 2008). Otro manejo común es el vertido de residuos a cursos de agua en forma directa o indirecta, así como la utilización de los efluentes o purines como fertilizantes orgánicos en cultivos.

El manejo inadecuado de los efluentes de producciones intensificadas de cerdos redunda en un grave problema por su indudable y probado impacto negativo (Martínez, 2000). Los cerdos son animales monogástricos que excretan, aproximadamente, el 77 % de los nutrientes a través de la orina y la materia fecal. 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 emisión de contaminantes.

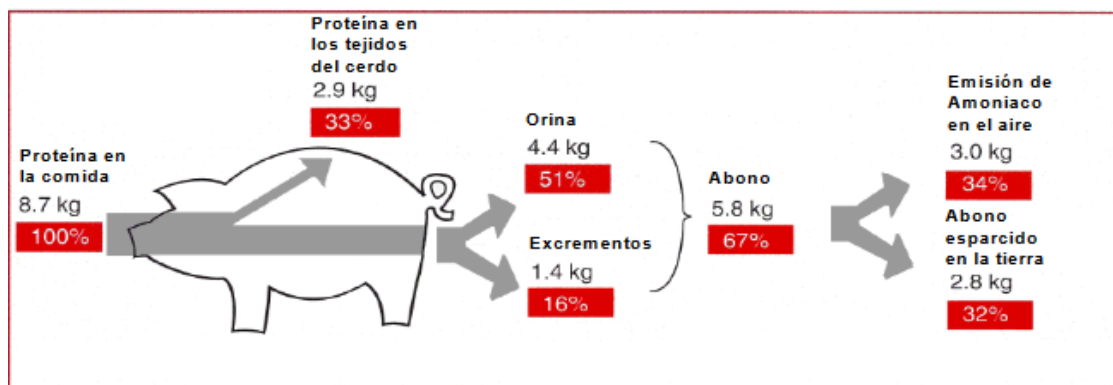


Figura 5: Dinámica de utilización y pérdida de proteína en la producción de cerdos

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.

El modelo intensivo produce impactos potenciales sobre el medio ambiente, entre los que se pueden citar: alteración del paisaje por construcciones; molestias locales, como ruidos, olores; emisiones a la atmósfera; elevados volúmenes de excretas con exceso de nutrientes; problemas sanitarios por patógenos; bienestar animal comprometido (Basso & Herrero, 2013).

El concepto de contaminación del agua involucra a aquellos procesos que deterioran de forma apreciable la calidad física, química y microbiológica. Algunos de los contaminantes que alteran la calidad del agua son el nitrógeno (N), fósforo (P), los metales pesados, y se agregan microorganismos patógenos, hormonas y drogas de uso veterinario (Herrero & Gil, 2008; Li *et al.*, 2014).

Los procesos de contaminación del suelo se encuentran vinculados con la producción intensiva y provienen de la acumulación de excretas en corrales, o bien de su aplicación excesiva como fertilizante orgánico en los cultivos (Herrero & Gil, 2008).

El nitrógeno amoniacal contenido en los purines e incorporados en el suelo se transforma en forma nítrica (NO_3^-). Esta forma es soluble y, por lo tanto, susceptible tanto de ser absorbida por los cultivos como de ser lavada a capas profundas (lixiviados) contaminando acuíferos o cursos de agua (Santos *et al.*, 2002).

El vuelco excesivo de purines, puede llevar a la formación de costras superficiales, reduciendo la permeabilidad y, por lo tanto, favoreciendo la erosión del suelo; como así también originar una acumulación excesiva de sales, con efectos negativos en la estructura, y de metales pesados, que pueden ser tóxicos para los microorganismos del suelo (Expósito Vélez, 2004).

En cuanto a la contaminación del aire, el nitrógeno contenido en el purín se encuentra como amonio en solución (NH_4^+) y, bajo determinadas condiciones de temperatura y pH, se produce la volatilización como gas amoniacal (NH_3) a la atmósfera, si los residuos no son tratados en un plazo razonable (Santos *et al.*, 2002). El carbono contenido en la materia orgánica de los residuos, se volatiliza en condiciones anaeróbicas como gas metano (CH_4), este gas contribuye al efecto invernadero. Por otro lado, se producen compuestos orgánicos, compuestos azufrados y aminas que generan problemas de malos olores en las zonas circundantes.

Los residuos contienen parásitos que son organismos que viven, se alimentan y se reproducen en otro organismo, el hospedador, estableciendo una relación equilibrada y potencialmente peligrosa, ya que puede provocar un daño severo. En este último caso, se convierte en patógeno que afecta la salud. En residuos orgánicos y en especial estiércoles porcinos podemos encontrar priones, virus, bacterias (esporas), hongos (esporas), protozoos (quistes y ooquistes) y helmintos (huevos) (Semenas, 2012). Dentro de los patógenos involucrados, aquéllos que producen estadios con distintos grados de resistencias (esporas, quistes, ooquistes y huevos) son los que generan mayor preocupación, en particular los huevos de helmintos *Ascaris* y los quistes del protozoo *Giardia* (Capizzi-Banas & Schwartzbrod, 2002).

Tabla 3: Sobrevivencia de grandes grupos 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
Helmintos	7 años	2 años	5 meses	1 mes

Fuente: Semenas, 2012

Los quistes de parásitos y los virus no se reproducen fuera de un huésped, sin embargo, pueden sobrevivir largo tiempo en el ambiente (Freitas & Burr, 1996). La sobrevivencia varía en relación con diferentes características que presentan los suelos, las plantas y los climas. En relación con los suelos, su tipo, pH, humedad, contenido de materia orgánica y la presencia de otros microorganismos son claves para definir la sobrevivencia de los patógenos (Semenas, 2012). 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 (Santamaría & Toranzos, 2003; Johnson *et al.*, 2006).

Tabla 4: Sobrevivencia de patógenos en climas templados y tropicales

Rango de temperatura	Templado	Tropical
	10-15° C	20-30° C
<i>Virus</i>	< 100 días	< 20 días
<i>Salmonella spp.</i>	< 100 días	< 30 días
<i>Escherichia coli</i>	< 30 días	< 5 días
<i>Coliformes fecales</i>	< 150 días	< 50 días
<i>Taenia saginata</i>	12 meses	< 6 meses
<i>Ascaris lumbricoides</i>	2 a 3 años	10-12 meses

Fuente: modificado por Strauss, 1995 y Semenas, 2012

En el mundo y en nuestro país, son crecientes año tras año las exigencias de protección ambiental en todo tipo de actividad humana. Las producciones agropecuarias no escapan a esta tendencia y así van surgiendo normativas que regulan los procesos de la intensificación ganadera (tambo, feedlot, aves y porcinos). Por ejemplo: la provincia de Buenos Aires con la Resolución A.D.A 17/2013, AGSOBA 336/03 y la provincia de Córdoba con la ley N°9306 “Regulación de los sistemas intensivos de producción animal” y decreto 847/16.

Este tipo de regulaciones exigen al productor pecuario sistemas de tratamientos de efluentes, playas de compostaje para tratamiento de residuos sólidos, monitoreo de napas freáticas, entre otros aspectos a ser considerados.

Frente al impacto que generan las actividades ganaderas intensivas, es importante generar alternativas de tratamiento de los residuos (sólidos y líquidos), para lograr la sostenibilidad de las producciones agropecuarias.

1.5. TECNOLOGÍAS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS

Los residuos y efluentes deberían ser tratados aplicándose el principio de “mejor tecnología disponible”. Los sistemas de tratamiento dependerán del tipo de producción, residuos, región y de las reglamentaciones vigentes en el lugar (Semenas, 2012).

El tratamiento de las excretas, en general, consiste en disminuir la carga orgánica, parasitológica y microbiológica que contienen. Algunas de las alternativas para el tratamiento de residuos y efluentes porcinos, ambientalmente aceptadas, son los métodos físicos como la separación de las fases sólidos-líquidos (Vanotti *et al.*, 2007; Baker *et al.*, 2002; Vanotti *et al.*, 1991; Riera *et al.*, 2018a) o métodos biológicos, como la digestión anaeróbica (Horan *et al.*, 2004; Papajova *et al.*, 2005; Beily *et al.*, 2010; Beily *et al.*, 2012; Bres *et al.*, 2018) y el compostaje (Turan, 2008; Kelleher *et al.*, 2002; Mazzarino & Satti *et al.*, 2012; Rizzo *et al.*, 2013; Riera *et al.*, 2014; Riera *et al.*, 2018b).

El compostaje es uno de los pocos procesos naturales de transformación de la materia orgánica, capaz de degradar y estabilizar los residuos sólidos orgánicos. El proceso de estabilización destruye la mayoría de los parásitos, patógenos y disminuye considerablemente la emisión de olores, haciéndolo poco atractivo para los insectos (Barrington *et al.*, 2002). Por otro lado, en lo que hace al tratamiento de los efluentes porcinos, la geofiltración es un segundo proceso que permite la remoción de sólidos de la matriz líquida de efluente. La adición de químicos acondicionadores al sistema de geofiltración, mejora la eficiencia de separación y acelera la velocidad de deshidratación. Vanotti & Hunt, (1999) demostraron la utilidad de polímeros para flocular y aumentar la eficiencia de separación de sólidos en purines de cerdo.

1.5.1. Tratamiento de residuos porcinos sólidos: compostaje

Se define al compostaje a la descomposición y estabilización biológica de sustratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas como resultado del calor producido biológicamente, para generar un producto final estable, libre de patógenos y semillas que puede ser aplicado de forma beneficiosa al suelo (Huag, 1993). En este proceso los responsables de la degradación de la materia orgánica son los microorganismos nativos, bacterias y hongos. (Barrena Gómez, 2006).

1.5.1.1. Etapas del proceso de compostaje

En el proceso de compostaje pueden diferenciarse dos etapas: la *descomposición* y la *maduración*.

Etapas descomposición

La descomposición es un proceso de simplificación donde las moléculas complejas (grasas, hidratos de carbono y proteínas) se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas. Esta etapa se compone de dos fases, una mesófila con temperaturas hasta los 45 °C, y una termófila con temperaturas que pueden llegar a los 70 °C, originado por un proceso exotérmico debido a la actividad biológica (Frioni, 1999).

Al comienzo de esta etapa, los microorganismos presentes inician la descomposición de las moléculas fácilmente degradables, generando energía que se libera en forma de calor aumentando la temperatura y dando paso a la siguiente fase, donde son predominantes los microorganismos termófilos y termotolerantes. A su vez, van disminuyendo los mesófilos, algunos de los cuales desarrollan estrategias de supervivencia, como la esporulación o la formación de cápsulas.

Las sustancias fácilmente degradables como los azúcares, grasas, almidón y proteínas, son rápidamente consumidos. Este periodo es muy importante, ya que, al alcanzarse temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos principales del compostaje que es la eliminación de los microorganismos patógenos (coliformes, *Salmonella* spp, *Streptococcus* spp, *Aspergillus* spp.) y las semillas de malezas asegurando la inocuidad del producto final. Este proceso de higienización tiene como principales objetivos: eliminar los patógenos presentes, evitando su diseminación para evitar la recolonización de estos microorganismos en el producto final.

Etapas de maduración

En la maduración se pueden diferenciar dos etapas: una de *enfriamiento* y otra de *estabilización*. La primera etapa se desarrolla con temperaturas menos elevadas (menores a 40 °C). La segunda etapa, de estabilización, se desarrolla a temperatura ambiente y se caracteriza por una baja actividad microbiana, debido a la aparición de organismos superiores (Frioni, 1999).

Durante la etapa de maduración, el material va retornando a una nueva fase mesófila, pero ahora con otra composición química, ya que los nutrientes fácilmente degradables, ya han sido consumidos por los microorganismos. Reaparecen hongos y bacterias mesófilas. A medida que el compost va tomando la temperatura ambiente, pueden colonizar algunos tipos de microfauna como protozoarios, nemátodos, hormigas, miriápodos, lombrices e insectos diversos. Además, se genera una intensa competencia por el alimento, la formación de antibióticos y la aparición de antagonistas (*Trichoderma* spp) que contribuyen a la destrucción de patógenos. Asimismo, las evidencias indican que la temperatura es el principal factor por el cual se logra la eliminación de los mismos.

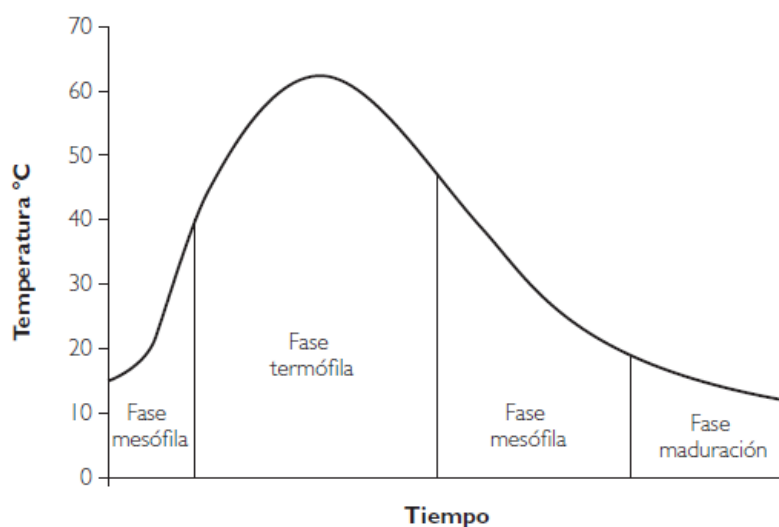


Figura 6: Diferentes etapas a lo largo del proceso de compostaje.

Fuentes: M.J. Mazzarino y P. Satti (eds.). Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, Calidad y Uso

Durante esta etapa no es necesario un sistema de aireación, ni una elevada frecuencia de volteo, ya que la actividad biológica es mucho más estable y los requerimientos de oxígeno son inferiores a los de la etapa de descomposición. El espacio también es mucho menor debido a la reducción de peso y volumen que se da en la fase de descomposición (50 % aproximadamente). (Barrena Gómez, 2006).

1.5.1.2. Parámetros del proceso

El proceso de compostaje se basa en la actividad de microorganismos quienes son los responsables de la descomposición de la materia orgánica. Para que estos microorganismos puedan vivir y desarrollar la actividad descomponedora son necesarias condiciones óptimas de temperatura, aireación, nutrientes, relación carbono-nitrógeno (C/N), pH y humedad- porosidad.

Temperatura

La temperatura es la primera información de que el proceso de descomposición se ha iniciado y, por lo tanto, es un indicador de su funcionamiento.

Las moléculas orgánicas contienen energía almacenada en sus enlaces que se libera cuando la molécula se degrada y las transforma en otras más sencillas. Por lo cual, los cambios de temperatura durante la evolución del proceso proporcionan información directa del correcto funcionamiento del mismo. (Gómez Barrena, 2006).

El mantenimiento de temperaturas elevadas asegura la higienización del material, pero pueden presentar problemas de inhibición de la actividad de la mayoría de microorganismos si éstas son muy altas. En la tabla 5 se muestran las temperaturas y tiempo de exposición recomendados para lograr la higienización.

Tabla 5: Tratamientos higienizantes y recomendaciones para la gestión segura del estiércol, según la Unión Europea y otros reglamentos.

Manejo	Tratamiento	Regulación / Recomendación
Compostaje de residuos sólidos	Más de 2 semanas por encima de 55 °C acumulado en pilas de compostaje, mezclando 5 veces durante ese periodo	Danish Ministry of Environment (2006), US EPA (2003)
Compostaje de lodos cloacales	Más de 1 semana por encima de 55 °C acumulado en pilas de compostaje	WHO (2006)
Compostaje en reactores	4 horas por encima de 55 °C	US EPA (1994)
Compostaje	Dos volteos durante la primera semana, y alcanzando temperaturas > 55 °C, duración del proceso de compostaje > 3 meses	Guidelines for growers to reduce risks of microbiological contamination of ready-to-eat crops (Hickman <i>et al.</i> , 2009)
Tratamiento con cal	Adición de cal para alcanzar pH = 12 durante > 2 h	Guidelines for growers to reduce risks of microbiological contamination of ready-to-eat crops (Hickman <i>et al.</i> , 2009)
Tratamiento con urea	Adición de urea al 2 % durante 1 semana	Para la eliminación de <i>Salmonella</i> durante los brotes

Fuente: Bernal *et al.*, 2017

Por lo tanto, es necesario conseguir un equilibrio que se alcanza entre la máxima higienización y la biodegradación. Se considera que la mayor diversidad microbiana se consigue entre 35 y 40 °C, la máxima biodegradación entre 45 y 55 °C y la higienización cuando se superan los 55 °C (McGregor *et al.*, 1981).

Tabla 6: Límites superiores de concentración de patógenos para el uso de compost en agricultura, jardines y recuperación de suelo.

Dinamarca	Reino Unido	España
<i>E. coli</i> < 100 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	<i>E. coli</i> <1000 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	<i>E. coli</i> <1000 NMP g ⁻¹ (peso fresco)
<i>Enterococcae</i> < 100 UFC g ⁻¹ (peso fresco)	Sin especificaciones	<i>Enterococcae</i> 10 ⁴ –10 ⁵ NMP g ⁻¹ <i>Clostridium perfringens</i> 10 ² –10 ³ NMP g ⁻¹ <i>Listeria monocytogenes</i> ausencia en 1 g
<i>Salmonella</i> , ausencia	<i>Salmonella</i> , ausencia	<i>Salmonella</i> , no detectada en 25 g de materia fresca

Fuente: Bernal *et al.*, 2017

Aireación

La presencia de oxígeno es imprescindible para que se desarrolle el proceso en condiciones aerobias. Durante todo el proceso de descomposición de la materia orgánica, el oxígeno debe ser repuesto, para favorecer la degradación de la misma.

Las funciones básicas de la aireación son las siguientes (Haug, 1993):

- Suministrar el oxígeno necesario para permitir la actividad de los microorganismos aerobios
- Favorecer la regulación del exceso de humedad por evaporación
- Mantener la temperatura adecuada
- Incrementar la actividad de los microorganismos, lo que genera un desprendimiento de energía y como consecuencia, un incremento de la temperatura
- Favorecer el enfriamiento de la pila al renovar el aire caliente por frío

La provisión de oxígeno se puede producir por diferentes sistemas de aireación, los más comunes se producen de forma natural por ventilación pasiva cuando la mezcla tiene una porosidad y una estructura que favorece el intercambio gaseoso. También puede inducirse a través de volteos manuales o mecánicos, en donde se favorezca la homogenización del material, la incorporación de oxígeno a la mezcla, la redistribución de los microorganismos y la exposición de nuevas superficies para facilitar la degradación de la materia orgánica. Por último, existen métodos de ventilación forzada a través de redes de aireación que inyectan aire a las unidades de compostaje produciendo el intercambio gaseoso.

Por otra parte, aunque se disponga de un buen sistema de aireación forzada, el volteo (manual o mecánico) no se debería eliminar, por los beneficios anteriormente descritos.

pH

El pH es un parámetro que condiciona la presencia de microorganismos, ya que los valores extremos son perjudiciales para determinados grupos. Para conseguir que al inicio del compostaje la población microbiana sea la más variada posible hay que trabajar a pH cercanos a 7. Un pH extremo no es impedimento para el proceso, pero sí lo es para la cinética, dificultando la puesta en marcha, el tipo de reacciones y la velocidad del compostaje, aunque con el tiempo aparece una cierta capacidad tampón del residuo causada por la formación de dióxido de carbono y amoníaco (Soliva, 2001).

Además de condicionar la actividad microbiana, el pH es indicador de la evolución del proceso. Así, en el inicio el pH puede disminuir debido a la formación de ácidos libres, para luego a lo largo del proceso incrementar debido al amoníaco desprendido en la descomposición de las proteínas (Costa *et al.*, 1991).

En el caso del compostaje de residuos avícolas y porcinos, hay un aumento de pH causado por la liberación de nitrógeno amoniacal, ésto trae como consecuencia un pH básico extremo que afecta el equilibrio ácido-base que influye en la conservación del nitrógeno (Tiquia, 2001).

Relación carbono-nitrógeno(C/N)

Para que el proceso de compostaje se desarrolle correctamente es más importante conseguir un equilibrio entre los diferentes nutrientes, especialmente entre el nitrógeno (N) y el carbono (C), que un determinado contenido de ellos (Soliva, 2001).

El nitrógeno es el elemento más difícil de conservar, ya que se pierde por lavado en forma de nitratos, desnitrificación como nitrógeno gaseoso y por volatilización en forma de amoníaco (Costa, 1991; Bishop *et al.*, 1983).

El carbono y el nitrógeno deben encontrarse en una proporción adecuada, para evitar que el proceso sea más lento. Las relaciones C/N altas, son utilizadas para evitar la pérdida de nitrógeno. En cambio, cuando la relación C/N es baja se produce una pérdida del nitrógeno. Se estima como relación C/N óptima valores entre 25 y 35 al inicio, pues se considera que los microorganismos utilizan de 15 a 30 partes de carbono por una de nitrógeno (Frioni, 1999; Soliva, 2001).

La relación C/N de un residuo se puede ajustar mezclando éste con otro residuo de características complementarias. Puede ser el mismo agente estructurante utilizado para acondicionar la mezcla, o un material de composición complementaria para corregir la relación. Es importante tener en cuenta la relación C/N realmente disponible para los microorganismos, ya que en algunas ocasiones se puede cometer el error de añadir un material complementario que en la práctica no aumente la relación. Esto ocurriría, por ejemplo, si se utilizara un material con un alto contenido en carbono de difícil degradación (celulosa y lignina) para aumentar la C/N de un material rico en nitrógeno. Hay autores que recomiendan referir la relación C/N a carbono y nitrógeno disponible biológicamente (Barrena Gómez, 2006).

Humedad y porosidad

La descomposición aeróbica puede producirse con contenidos de humedad variable siempre que se airee adecuadamente. Si la humedad es máxima habrá menos oxígeno y serán necesarias remociones más frecuentes. Si los residuos están muy secos los microorganismos no pueden metabolizar adecuadamente y los procesos de descomposición se interrumpen (Soliva, 2001).

El contenido de agua del material a compostar es muy importante, ya que los microorganismos sólo pueden utilizar las moléculas orgánicas si están disueltas en agua. Además, el agua favorece la migración y colonización microbiana. El rango óptimo de humedad se encuentra entre un 50-60 %, aunque puede variar en función de la naturaleza del material.

En general, el contenido de agua del material en compostaje disminuye a lo largo del proceso a causa del calor generado por la propia actividad microbiana. La evolución de este parámetro se utiliza como indicador del funcionamiento del proceso. Aunque durante el compostaje se ha de mantener una humedad adecuada para la supervivencia de los microorganismos, es conveniente para el producto final que los valores de humedad disminuyan, para facilitar su manipuleo (Kelleher *et al.*, 2002).

La porosidad de un material sólido, es la fracción de volumen vacío respecto al volumen total. Se entiende como espacio vacío al volumen que no está ocupado por la fracción sólida del residuo. Si el residuo carece de porosidad debe ser acondicionado con material estructurante, ya que es importante operar en condiciones de trabajo que faciliten la existencia de poros (con diferentes tamaños) y que estos compuestos estén equilibradamente ocupados por aire y agua (Barrena Gómez, 2006).

1.5.1.3. Estabilidad y madurez de compost

Un compost inmaduro y sin estabilizar puede provocar muchos problemas durante su almacenaje, distribución y uso. La estabilidad biológica y la humificación, son consideradas de forma conjunta es lo que, desde un punto de vista estrictamente científico, supone el concepto de madurez del compost (Iglesias Jiménez & Pérez García, 1989). En la práctica, se le llama compost maduro a un material térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica. Hay diferencias entre el grado de estabilidad biológica del compost y el grado de madurez. El concepto de estabilidad biológica del compost se entiende como la tasa o grado de descomposición de la materia orgánica, lo cual se puede considerar en función de la actividad microbiológica.

En lo que respecta a la medición de la estabilidad del compost se han propuesto diferentes métodos basados en propiedades físicas, químicas y biológicas.

- Métodos físicos: temperatura de la pila, oxígeno, olor y color, densidad óptica de los extractos (Costa *et al.*, 1991; Rynk *et al.*, 1992; Laos *et al.*, 2002).
- Métodos químicos: contenido materia orgánica, relación C/N, demanda química de oxígeno, concentración de amonio y relación amonio/nitrato (Zucconi & Bertoldi, 1987; Costa *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002).
- Métodos biológicos: índice respirométrico, medido como consumo de oxígeno o producción de CO₂, ensayos de germinación y crecimiento de las plantas, etc. (Hue & Liu, 1995; Barrena Gómez *et al.*, 2006).

Por otro lado, se puede definir el grado de madurez como sinónimo únicamente de ausencia de fitotoxicidad en el producto final, producido por determinados compuestos orgánicos fitóxicos (amoníaco, ácidos orgánicos, compuestos fenólicos hidrosolubles), que se forman durante la etapa activa del compostaje. Por lo tanto, el grado de madurez puede determinarse mediante la respuesta vegetal y/o animal. Para este propósito se realizan bioensayos con otros organismos terrestres (test de germinación de semilla de *Lactuca sativa*, test de sobrevivencia de *Eisenia foetida*). La evaluación de la madurez del compost ha sido reconocida como el problema más importante para su futura utilización agronómica.

1.5.2. Tratamiento de efluente porcino: tratamiento físico-químico

El agua como también los efluentes o purines contienen una variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas se destacan las partículas coloidales, materia orgánica y microorganismos en general. Tales impurezas coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad. Para que estas impurezas puedan ser removidas, es preciso alterar algunas características del agua, a través de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración.

Se llama coagulación - floculación al proceso por el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas con peso específico superior al del agua llamadas floc. Dicho proceso se usa para:

- Remoción de turbidez orgánica o inorgánica que no pueda sedimentar rápidamente.
- Remoción de color verdadero y aparente.

- Eliminación de virus, bacterias y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- Destrucción de algas y plancton en general.
- Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos o compuestos orgánicos en otros.

Hay que distinguir dos aspectos fundamentales en la coagulación – floculación del agua:

- La desestabilización de las partículas suspendidas, o sea la remoción de las fuerzas que las mantienen separadas.
- El transporte de ellas dentro del líquido para que hagan contacto, generalmente estableciendo puentes entre sí y formando una malla tridimensional de coágulos porosos.

Al primer aspecto los autores suelen referirse como coagulación y al segundo como floculación. La coagulación inicia en el mismo instante en que se agregan los coagulantes al agua y dura, solamente, una fracción de segundos. Básicamente, consiste en una serie de reacciones físicas y químicas entre los coagulantes, la superficie de las partículas, la alcalinidad del agua y el agua misma. La floculación es el fenómeno por el cual las partículas, ya desestabilizadas, chocan unas con otras para formar coágulos mayores (Arboleada Valencia, 1992).

Una vez floculada el agua, el problema radica en separar los sólidos del líquido, o sea las partículas coaguladas, del medio en el cual están suspendidas. Esto se puede conseguir dejando sedimentar el agua o filtrándola o ejecutando ambos procesos consecutivamente que es lo común. La sedimentación y la filtración, por tanto, deben considerarse como procesos complementarios. La sedimentación realiza la separación de los sólidos más densos que el agua y que tienen una velocidad de caída tal que pueden llegar al fondo del tanque sedimentador en un tiempo económicamente aceptable. La filtración, en cambio, separa a aquellos sólidos que tienen una densidad muy cercana a la del agua o que han sido re-suspendidos por cualquier causa en el flujo y que, por lo tanto, quedan removidos en el proceso anterior (Arboleada Valencia, 1992). Los tubos geo-contenedores son estructuras hidráulicas cerradas construidas con geotextiles de alta resistencia y que son llenados por medios mecánicos. Estas estructuras son utilizadas como un dispositivo de filtrado, reteniendo un alto porcentaje de los sólidos. Los tubos geo-textiles están disponibles comercialmente en circunferencias de 9 a 27 m y prácticamente de cualquier longitud.

En estos sistemas el efluente es bombeado al tubo, previa adhesión de floculantes y coagulantes, a través de los puertos de llenado. Dentro del geo-contenedor, comienza la filtración del líquido, a través de los poros del mismo. A medida que los tubos se deshidratan, se puede bombear más efluente. Este proceso de llenado y deshidratación se repite hasta que el tubo se colmata de sólidos. Posteriormente, el material deshidratado dentro del tubo es manejado como un sólido. Con los sólidos, se produce una importante captura de nutrientes orgánicos (nitrógeno, fósforo, etc.) asociados al agrupamiento de pequeñas partículas. Los niveles solubles de nitrógeno amoniacal y fósforo en el efluente, luego del uso de polímeros, pueden constituir un 35 – 45 % del nitrógeno total y un 15-25 % del fósforo total respectivamente (Vanotti, 1999).

La filtración de los sólidos mediante este tipo de dispositivos es un excelente método, ya que su principal ventaja es permitir una mejor gestión y utilización de las fracciones,

tanto sólidas como líquidas (Zhang & Westerman, 1997; Worley & Das, 2000). La fracción sólida es rica en nutrientes (fósforo, nitrógeno, materia orgánica, entre otros) y puede utilizarse como fertilizante para cultivos, para producir compost o bien generar energía de la biomasa, mediante la utilización de la digestión anaeróbica. Mientras que la fracción líquida tratada, puede ser aplicada en campos con cultivos o, si los parámetros de calidad lo permiten, ser reutilizada dentro de los corrales de los animales para su limpieza, previa clorinación (Gao *et al.*, 1993; Zhang & Lei, 1998; Ndegwa *et al.*, 2001; Zhu *et al.*, 2004).

Baker *et al.*, (2002) realizaron pruebas de remoción de sólidos y nutrientes en un efluente fresco porcino, utilizando geo-contenedores colgantes sin la utilización de coagulantes ni floculantes. En ese trabajo Baker y colaboradores hallaron eficiencia de remoción de sólidos del 70,2 %, 71,1 %, 75,1 %, 73,7 %, para sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles, respectivamente. En lo que respecta a los nutrientes, las remociones encontradas fueron del 65,1 % para el nitrógeno amoniacal total, 69,9 % para nitrógeno orgánico y 75,8 % para fosfatos. Por otro lado, las eficiencias de remoción de micronutrientes (Ca, Mg, S, Zn, Cu, y Mn) fueron del 72,7 al 89,3 %.

1.6. LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS Y PURINES ORGÁNICOS

El uso de enmiendas y purines orgánicos se ha realizado como complemento al aporte de fuentes inorgánicas, como mejorador de las propiedades del suelo, en agricultura extensiva y orgánica.

Algunos autores han evaluado el efecto de la aplicación de enmiendas y purines orgánicos en el suelo y cultivos considerando diferentes factores de uso, como el tipo de abono, la dosis, la frecuencia y forma de aplicación (Ros *et al.*, 2003; Fares *et al.*, 2005; Campitelli *et al.*, 2006; Cantú *et al.*, 2007; Plaza *et al.*, 2007; Gilani *et al.*, 2008; Tognetti *et al.*, 2008; Abiven *et al.*, 2009). Sin embargo, el mal uso de estos residuos orgánicos, ya sea por altas dosis y/o inadecuada época de aplicación, han sido asociados a la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Pain & Smith, 1994; Cameron *et al.*, 1997); aire (Pain, 2000); y suelos (Mazzarino *et al.*, 1997; Pederson *et al.*, 2002; Martínez *et al.*, 2003; Sistani *et al.*, 2004; Speir *et al.*, 2004; Ruiz, 2005). En general, el contenido de nutrientes en las enmiendas orgánicas es bajo, sin embargo, debido a los grandes volúmenes generados éstos pasan a constituirse en un importante recurso de nutrientes al suelo. Este contenido de nutrientes se divide en una fracción orgánica y una soluble o disponible, siendo esta última la de más rápida disponibilidad para su absorción por las plantas. Cuando se consideran estas dos fracciones se habla de nutrientes totales. Los nutrientes N y P de una enmienda o purín se presentan principalmente en formas orgánicas, ureidos, proteínas, fitatos, entre otros (Sims & Wolf, 1994). La forma orgánica de los nutrientes debe ser transformada a formas solubles para su uso, lo que ocurre naturalmente una vez aplicado al suelo, a través de la mineralización (transformación biológica desde la fracción orgánica a inorgánica) de estos nutrientes. En general, puede observarse que existen una gran variabilidad, tanto en parámetros físicos como químicos, dependiendo del tipo de enmienda como también dentro de la misma enmienda. Esto hace recomendable que previo a su utilización sea realizada una caracterización para estimar el real aporte de nutrientes al suelo, evitando con ello sobrepasar la dosis requerida y el potencial impacto ambiental que puede generar.

Otro aspecto a considerar en el uso de enmiendas y purines, es que no son balanceadas de acuerdo a los requerimientos de cultivos, por lo tanto, el criterio que normalmente se usa para definir la dosis es considerar el aporte de un nutriente y balancear el resto de la fertilización con complemento de fertilizantes inorgánicos. Inmediatamente después de la aplicación de compuestos orgánicos al suelo, ocurren los procesos de inmovilización y mineralización, los cuales determinan la tasa de mineralización del N orgánico y, por ende, la disponibilidad de este nutriente en el suelo (Castellanos & Pratt, 1981). Sin embargo, la aplicación de materia orgánica, biológicamente inestable, en el suelo produce la competencia por oxígeno entre la biomasa microbiana y las raíces de las plantas. Este hecho limita el consumo de oxígeno en las raíces (Alburquerque *et al.*, 2012).

Algunos estudios han mostrado que la aplicación de compuestos orgánicos al suelo incrementa la biomasa microbiana y la actividad enzimática extracelular, al compararlas con aplicaciones de fertilizantes inorgánicos (Zaman *et al.*, 1999). Otros autores mencionan que la adición de enmiendas orgánicas origina un comportamiento físico, químico y biológico edáfico que es característico de los suelos pampeanos ricos en MO: aumento de la capacidad de retención de agua, mejora del ingreso y la conducción del agua, aumento de la eficiencia del riego, facilidades para el laboreo, mantenimiento del pH, aumento del contenido de nutrientes (Sasal *et al.*, 2000). El resultado de este incremento en la masa microbiana es la inmovilización del N aportado por los compuestos orgánicos, siendo la magnitud y duración de este proceso dependiente del tipo de compuesto orgánico, temperatura, humedad y textura del suelo (Castellanos & Pratt, 1981, Chadwick *et al.*, 2000). En la mayoría de los países, las recomendaciones de dosis de aplicación de residuos orgánicos están basadas en su aporte de N total $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$.

En el Reino Unido, por ejemplo, el Código de Buenas Prácticas Agrícolas para la protección del agua (MAFF, 1998) señala que la dosis no debe exceder $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, siendo ésta aún más restrictiva para áreas sensibles a este nutriente, denominadas ‘Zonas Vulnerables al Nitrato’ en donde no debe exceder $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. Esto es independiente del tipo de residuo orgánico a utilizar. En Holanda, la dosis se basa en el aporte de P, por lo cual los agricultores deben realizar balances de este nutriente, evitando sobrepasar los valores predefinidos como excedente anual.

Por otra parte, el uso de altas dosis de aplicación de residuos orgánicos aumenta el riesgo de pérdidas de nutrientes al ambiente a través de lixiviación, volatilización, desnitrificación y escorrentía superficial. Al respecto, experimentos realizados en condiciones controladas de laboratorio, comparando distintas dosis de aplicación de residuos orgánicos, han mostrado que las tasas de desnitrificación aumentan significativamente, al aumentar las dosis de aplicación (Paul *et al.*, 1993). En aplicaciones de superficie sobre cultivos establecidos, otro factor importante es la carga de materia seca aplicada por unidad de área. En praderas se han reportado efectos negativos en rendimiento si las dosis son mayores a 4 ton ha^{-1} de materia seca de purín, debido al daño físico de las plantas por ‘formación de costra’ en su superficie (Chambers *et al.*, 1999). Como la mayoría de los cultivos presenta una mayor necesidad de N que P, al calcular la dosis de enmienda, en función de este nutriente se puede exceder el requerimiento de P y de otros nutrientes, dado que la relación N:P es muy similar para la mayoría de las enmiendas. Esto puede generar, en algunos casos, problemas ambientales como por ejemplo en suelos de baja capacidad de adsorción de P y pueden generarse desequilibrios nutricionales, como el desbalance de cationes a favor del potasio (K) cuando se emplean en forma consecutiva.

Este proyecto de tesis nace como una demanda del sector productivo ante la falta de información y conocimientos para el manejo integral de los efluentes y/o residuos de las

producciones porcinas. Usualmente las mismas, están cerca de las áreas periurbanas y son las externalidades que sobresalen de estos sistemas (olores, moscas, roedores, contaminación físico-química) las que generan conflictos de convivencia.

La intensificación del sector, en los últimos años ha venido para quedarse y estas situaciones se han magnificado. Sin embargo, las inversiones han apuntado a la construcción de granjas modernas diseñadas según estándares avanzados de bienestar animal y de alta eficiencia zootécnica, pero descuidando la gestión ambiental de las excretas.

Increíblemente, muy pocos establecimientos conocen el caudal y/o volumen de efluentes y residuos generados, de tal manera que no pueden planificar adecuadamente las estrategias para un manejo ambiental y sanitario sostenibles.

Esta tesis finalmente, pretende contribuir a llenar el vacío de información sobre las características de los residuos y efluentes generados, brindar conocimiento sobre las factibles tecnologías de tratamiento para el uso agronómico responsable a distintas escalas productivas.

HIPÓTESIS

2. HIPÓTESIS

- 1) El proceso de compostaje de residuos porcinos genera un producto estabilizado.
- 2) El uso de coagulantes y floculantes para sistemas de geofiltración de efluentes porcinos provocan remoción de sólidos, materiales orgánicos, nutrientes y patógenos.
- 3) El agregado de efluentes y compost de residuos porcinos al suelo aumenta la conductividad del mismo y el contenido de macro y micronutrientes, pudiendo impactar en factores que afectan al rendimiento de los cultivos de Alelí, girasol y maíz.

OBJETIVOS

3. OBJETIVO GENERAL

Caracterizar los efluentes y residuos sólidos porcinos provenientes de sistemas intensivos y semi-intensivos. Desarrollar una tecnología de tratamiento físico-química para los efluentes y una biológica para residuos sólidos que produzcan su estabilización, de modo de permitir su aplicación al suelo con efectos favorables en cultivos intensivos y extensivos.

3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar el efluente y el residuo sólido porcino, analizando variables fisicoquímicas, y microbiológicas.
2. Someter los residuos porcinos al tratamiento de compostaje y evaluar su estabilización.
3. Evaluación de la remoción de la fracción sólida, nutrientes y patógenos de efluentes porcinos, a través de una filtración con la utilización de coagulantes y floculantes.
4. Analizar los efectos de la aplicación de compost de residuos porcinos, y los efluentes estabilizados, sobre la matriz suelo/cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Las muestras fueron tomadas de los galpones en confinamiento de recría y terminación del multiplicador genético de la Estación Experimental (EEA) que el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INTA), posee en la localidad de Marcos Juárez, ubicada en el SE de la provincia de Córdoba.

4.2. CARACTERIZACION DE SISTEMAS PRODUCTIVOS

La producción porcina en la Argentina se encuentra mayoritariamente comprendida entre los sistemas intensivos y semi-intensivos, a continuación, se detallan las características de cada sistema productivo utilizado en la presente investigación.

4.2.1. Sistema producción intensiva: Efluentes líquidos

En los galpones seleccionados, los animales se encuentran apoyados sobre pisos enrejillados (*full slats*), pueden ser de plásticos reforzados o de hormigón. Debajo de ellos hay fosas donde caen los desechos (orina, estiércol, restos de alimento y agua de los bebederos). Las fosas poseen unos 10 a 15 cm de agua limpia al comienzo del ciclo y se van mezclando con los desechos que caen, a medida que éstos se van generando. Luego por un sistema de pendiente van siendo extraídos con la ayuda de una bomba estercolera (lugar seleccionado para realizar la extracción del efluente, para su posterior caracterización y tratamiento).

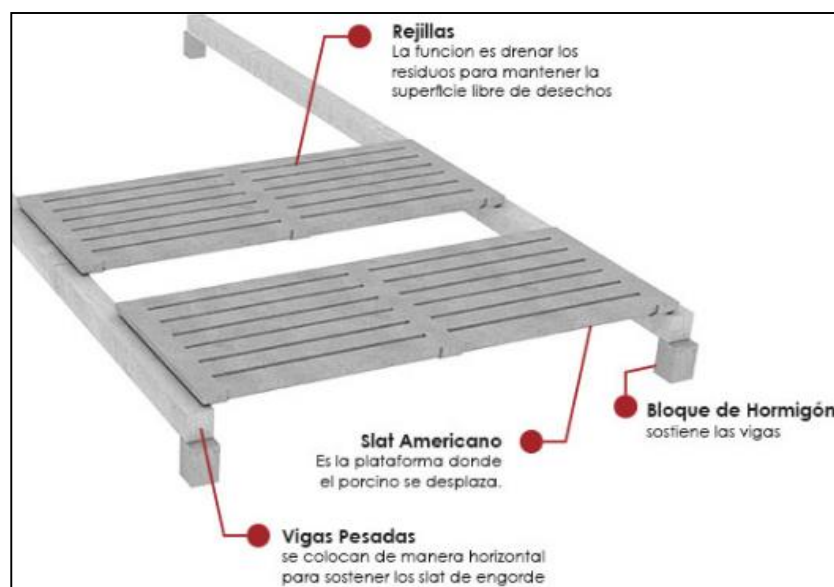


Figura 7: Diagrama de la estructura de un piso tipo *slats*.



Figura 8: Piso *slats* de concreto y fosa de efluentes.



Figura 9: Sistema de producción porcina intensiva, lechones al destete.



Figura 10: Sistema de producción porcina intensiva, cerdos en terminación.



Figura 11: Cámara de salida de efluentes.

La alimentación de los cerdos fue a base de maíz (67 %), pellet de soja (28 %) y núcleo vitamínico (4 %). Este último poseía en su formulación: calcio, fósforo, cloruro de sodio, lisina, vitamina A, vitamina D3, vitamina E, vitamina K3, vitamina B1 B2 B6 y B12, ácido nicotínico, ácido pantoténico, biotina, ácido fólico, selenio, colina, yodo, cobalto, cobre, zinc, hierro y cromo orgánico.

Se realizaron 6 muestreos en los meses de abril- julio y octubre de 2013, febrero-mayo-septiembre del 2014. Con los datos obtenidos en los muestreos, se calcularon los promedios con su desvío estándar correspondiente.

4.2.2. Sistema producción semi-intensiva (cama profunda): Residuos sólidos

El túnel seleccionado para tomar las muestras presentaba el piso totalmente de tierra, excepto en un extremo del túnel, donde la superficie del piso era de concreto (un área de aproximadamente 3 metros de ancho), la cual era la zona reservada para la ubicación de los comederos y bebederos. El piso de tierra estaba cubierto por una cama compuesta por rastrojo de trigo. El armazón estructural del túnel estaba construido con caños de 7,5 cm de diámetro y con paredes de 2,5 m de espesor.

El manejo de los animales y de la cama correspondía al tipo “todo adentro todo afuera”, donde se coloca la cama, previo al ingreso de todos los animales a engordar. Una vez que llegan al peso de terminación deseado se retira la tropa del galpón y, conjuntamente, es retirada la cama con la ayuda de una pala frontal. Luego se deja una semana de reposo sanitario y se le coloca la nueva cama para el nuevo ingreso de animales.



Figura 12: Acumulación de residuos de cama profunda y galpones de cría porcina
EEA Marcos Juárez.



Figura 13: Interior de galpones de cría porcina, de donde se realizó el muestreo (cama profunda).

El muestreo del residuo en este sistema productivo fue realizado en los meses de octubre del 2013 y febrero-abril-mayo-septiembre-diciembre del 2014. En la tabla 12, pueden observarse los valores promedios obtenidos durante los muestreos del residuo de la cama profunda.

4.3. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE Y DE RESIDUOS SOLIDOS

4.3.1. Métodos analíticos para efluentes y purines orgánicos

A continuación, se detallan las técnicas analíticas utilizadas para la caracterización de los efluentes líquidos.

4.3.1.1. pH y Conductividad eléctrica (CE)

Ambos parámetros fueron medidos directamente sobre las muestras. El pH fue medido con un electrodo marca ORION, especial para muestras líquidas viscosas. La medida de CE se realizó con un electrodo marca ORION. Ambos electrodos fueron conectados a un equipo multiparamétrico marca THERMO ORION 5 STAR. Previo a la medición de cada muestra, se realizó la calibración de los electrodos de pH y CE con soluciones buffer

estándar THERMO ORION de pH 4, 7 y 10, para pH y de 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 12,9 mS cm^{-1} para CE.

4.3.1.2. Sólidos Totales y Volátiles (ST y SV)

Sólidos totales es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los ST incluyen los sólidos totales suspendidos (SST) o porción de sólidos totales retenida por un filtro, y los sólidos disueltos totales (SDT) o porción que atraviesa el filtro. La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) se realizaron de acuerdo con el método 2540 B y E de *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992).

4.3.1.3. Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles (SST y SSV)

Los SST y SSV, fueron determinados según el método 2540 D y E descrito en el *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992). Los SST, se determinaron filtrando la muestra, bien mezclada, por un filtro estándar de fibra de vidrio y el residuo retenido en el mismo se secó a peso constante a 105 °C. La determinación de los SSV se realizó sobre el mismo filtro, mediante calcinación en mufla a 550 °C.

4.3.1.4. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. Es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables en una muestra.

Para la determinación de este parámetro, se utilizó el método 5220 D propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992), conocido como reflujo cerrado, método colorimétrico.

4.3.1.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD5) Equipo BODTRACK

La demanda bioquímica de oxígeno a 5 días es uno de los métodos usados con mayor frecuencia en el campo de tratamiento de las aguas residuales. Representa el consumo de oxígeno demandado por las aguas residuales y el grado de tratamiento al que ha sido sometida el agua. La prueba mide el oxígeno utilizado durante un período de incubación especificado y a una temperatura estandarizada (20 °C), para la degradación bioquímica de materia orgánica (requerimiento de carbono), y el oxígeno utilizado para oxidar materia inorgánica, como los sulfuros, el ion ferroso, y eventualmente nitrógeno. El análisis de este parámetro fue realizado mediante la prueba de las botellas utilizando un equipo BODTrack.

4.3.1.6. Nitrógeno total Kjeldhal (NTK)

Se realizó de acuerdo al método 4500-Norg B del *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA, 1992). Este método se basa en digerir la muestra cruda con temperatura, en presencia de H_2SO_4 , sulfato potásico (K_2SO_4) y sulfato de cobre (CuSO_4) como catalizador, de forma que los compuestos orgánicos nitrogenados se transformen en sulfato amónico. Luego, se analizó el amonio de las muestras digeridas, en un destilador marca Selecta.

4.3.1.7. Nitrógeno amoniacal (NH_4^+)

Se analizó siguiendo el método 4500-NH₃ B propuesto por el *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA, 1992). El método es el mismo utilizado para destilar y valorar el nitrógeno total Kjeldhal, sin la digestión previa.

4.3.1.8. Fosforo Total (PT)

La determinación del fósforo total incluye dos pasos: a) Conversión de la forma fosforada en ortofosfato disuelto, y b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto.

Para el paso a) se realizó una digestión ácida utilizando un digestor de microondas marca MARS 5, utilizando el método CEM para fósforo en aguas residuales. Para el paso b) se realizó la determinación colorimétrica del ortofosfato por el método 4500- P E. propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992), conocido como método del ácido ascórbico.

4.3.1.9. Metales Totales-Digestión Ácida de Muestras por Microondas

Para la determinación de metales totales se realizó inicialmente una digestión ácida con HNO₃ utilizando un equipo marca MARS 5. Posteriormente, se realizó la determinación de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn mediante un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A. De esta misma forma, sin realizar la digestión ácida se procedió a medir los iones solubles (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn) presentes en las muestras líquidas de efluentes.

4.3.2. Métodos analíticos para residuos sólidos y compost

A continuación, se detallan las técnicas analíticas utilizadas para la caracterización de los residuos sólidos y compost.

4.3.2.1. 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. Se utiliza una alícuota de la muestra húmeda secada a 70 ± 5 °C hasta masa constante. La diferencia de masas corresponde al contenido de agua de la muestra. Se realizó de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.2. Densidad aparente (D)

La densidad aparente de una muestra sólida es la relación entre la masa y el volumen que ocupa. En el caso de compost o residuos, es importante este valor para transformar los resultados analíticos obtenidos en unidades gravimétricas a volumétricas. La medición de este parámetro, se realiza mediante la medición de la masa de una alícuota de la muestra húmeda que ocupa un volumen determinado. Se realizó de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

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

La materia orgánica es el componente predominante del compost y los residuos agropecuarios y agroindustriales. A partir de este valor se puede estimar el contenido del carbono orgánico. Durante el compostaje este contenido disminuye y su determinación contribuye al monitoreo del proceso. Esta determinación se realiza calcinando a 550 ± 50 °C la alícuota de la muestra secada previamente a 70 ± 5 °C. La ceniza obtenida

luego de la calcinación es la porción mineral de la muestra. Una de las formas de expresión 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 está compuesta por carbono.

Se realizó de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.4. pH

El pH en una suspensión acuosa indica la actividad del ion hidrógeno e influye en la disponibilidad de nutrientes, metales pesados, abundancia y actividad microbológica del material. El pH es un indicador de calidad de compost resultando ser una herramienta útil para determinar su uso agronómico. Este parámetro se midió de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.5. 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 riesgo salino. La conductividad eléctrica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. La CE fue medida de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.6. Nitrógeno Kjeldahl (NTK)

El nitrógeno Kjeldahl considera únicamente al nitrógeno orgánico más el nitrógeno de amonio (N-NH₄⁺). El nitrógeno orgánico es el potencialmente mineralizable a amonio. El método se basa en la destrucción de la materia orgánica sólo con ácido sulfúrico concentrado en presencia de catalizadores, formándose sulfato de amonio. El producto de esta digestión se destila en exceso de hidróxido de sodio desprendiendo amoníaco. El amoníaco se destila por arrastre de vapor y se recoge en una solución de ácido bórico que, posteriormente, es titulada con una solución de ácido sulfúrico previamente valorada. Esta determinación fue realizada de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.7. Nitrógeno Total (NT)

El nitrógeno total considera al nitrógeno orgánico, el nitrógeno de amonio (N-NH₄⁺) más el nitrógeno de nitrato (NO₃⁻). El método se basa en la destrucción de la materia orgánica sólo con ácido sulfúrico concentrado más ácido salicílico, en presencia de catalizadores, formándose sulfato de amonio. El producto de esta digestión se destila en exceso de hidróxido de sodio desprendiendo amoníaco. 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 sulfúrico valorada. El Nitrógeno total se determinó de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001).

4.3.2.8. Nitrógeno de Amonio y Nitrato (N-NH_4^+ y N-NO_3^-)

El contenido de nitrógeno de amonio (N-NH_4) y nitrato (N-NO_3) indica la cantidad de nitrógeno disponible de los residuos orgánicos y compost. La importancia de esta determinación radica en conocer la cantidad de nitrógeno mineral disponible para su uso agrícola y determinar el grado de madurez y estabilidad del abono mediante indicadores.

En una alícuota de un extracto con solución de cloruro de potasio de la muestra húmeda, se realizan dos destilaciones sucesivas para obtener nitrógeno de amonio y nitrato, de forma separada. En la primera destilación se agrega óxido de magnesio (MgO) y en la segunda aleación Devarda. El amoníaco generado por la reducción del N ante el agregado de los reactivos, 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 previamente valorada. Este parámetro fue determinado mediante el método de microdestilación (Bremner, 1965).

4.3.2.9. Fósforo Total (PT)

La determinación del fósforo total presente en una muestra sólida incluye dos pasos: a) conversión de la forma fosforada en ortofosfato disuelto y b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto. Para el paso a) se realizó una digestión ácida utilizando un digestor de microondas marca MARS 5, utilizando el método CEM para fósforo en muestra sólidas. Para el paso b) se realizó la determinación colorimétrica del ortofosfato mediante el método 4500- P E. propuesto en *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992) y de acuerdo con el método *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC 2001), conocido como método del ácido ascórbico.

4.3.2.10. Índice Respirométrico Estático (IRE)

La actividad biológica se midió utilizando el índice de respiración estático, basado en el contenido de MO (IREMO) (TMECC, 2001). Se utilizó un respirómetro estático de acuerdo al modelo original propuesto por Iannotti *et al.* (1993) y modificado según recomendaciones de TMECC (2001). La disminución del contenido de oxígeno se controló con un medidor de oxígeno disuelto (Lutron 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 (Iannotti *et al.*, 1993).

4.3.2.11. Iones Totales -Digestión Ácida de Muestras por Microondas

Para la determinación de iones totales se realizó previamente sobre la muestra una digestión ácida con HNO_3 utilizando un equipo marca MARS 5. Posteriormente se efectuó 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 A.

4.3.2.12. Iones solubles

La determinación de iones solubles conlleva la realización de dos pasos: a) (la obtención de un extracto acuoso de la muestra sólida, realizando una dilución 1/5 de la muestra sólida con agua destilada y b) se determinó el contenido de iones solubles (Ca,

Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn) en el extracto acuoso, mediante la utilización de un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A.

4.3.3. Métodos Microbiológicos

4.3.3.1. Coliformes Totales, fecales y *E. coli*

La determinación de estos microorganismos fue realizada, según el método del número más probable (NMP) con la técnica de fermentación en tubos múltiples del *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA, 1992). Existen microorganismos que son indicadores de contaminación y muchos de éstos abundan en la materia fecal. Estos organismos tienen una supervivencia similar a los patógenos intestinales y son capaces de desarrollarse extra-intestinalmente.

El grupo coliforme constituye un grupo heterogéneo en el cual la mayoría de especies que involucra tienen hábitat intestinal. Su capacidad de supervivencia y multiplicación fuera del intestino también se observa en aguas, bajo ciertas condiciones, por lo que el grupo se utiliza como indicador de contaminación fecal, en conjunto con otros parámetros. De igual forma, se utiliza como indicador de malas prácticas sanitarias. Cuando los coliformes llegan a los alimentos de consumo humano y animal, no solo sobreviven, sino que, se multiplican. Los coliformes se dividen en dos grupos: coliformes totales, los cuales comprenden a todos los bacilos Gram-Negativos aerobios o anaerobios facultativos no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de gas en un lapso máximo de 48 h a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Este grupo está conformado por 4 géneros principalmente por *Enterobacter*, *Escherichia*, *Citrobacter* y *Klebsiella*.

El segundo grupo son los coliformes fecales, constituidos por bacterias Gram-negativas capaces de fermentar la lactosa con producción de gas a las 48 h a $44.5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Este grupo no incluye una especie determinada, sin embargo, la más predominante es *Escherichia Coli*.

La determinación de coliformes totales y coliformes fecales, por el método del número más probable (NMP) es la técnica que a lo largo de los años ha dado resultados satisfactorios para muestras de aguas turbias o muestras con sedimentos semisólidos o barros. La misma se fundamenta en la capacidad de este grupo microbiano de fermentar lactosa, utilizando un medio de cultivo que contenga sales biliares (caldo laurilsulfato o caldo lactosado). Esta determinación consta de dos fases, la fase presuntiva y la fase confirmativa y cada parte del test requiere la utilización de distintos medios de cultivo.

En la fase presuntiva, el medio de cultivo que se utiliza es el caldo lauril sulfato de sodio, el cual permite la recuperación de los microorganismos dañados que se encuentren presentes en la muestra y que sean capaces de utilizar a la lactosa como fuente de carbono.

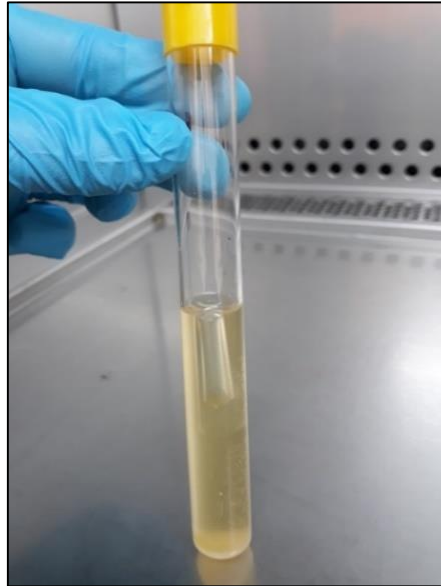


Figura 14: Tubos con caldo lauril sulfato de sodio (fase presuntiva).

Durante la fase confirmativa se emplea para la determinación de coliformes totales como medio de cultivo el caldo lactosado bilis verde brillante a 37 ± 1 °C, el cual es selectivo y sólo permite el desarrollo de aquellos microorganismos capaces de tolerar sales biliares como el verde brillante. Para la determinación de los coliformes fecales se utiliza como medio de cultivo el medio EC y las muestras son cultivadas a 42 ± 1 °C.

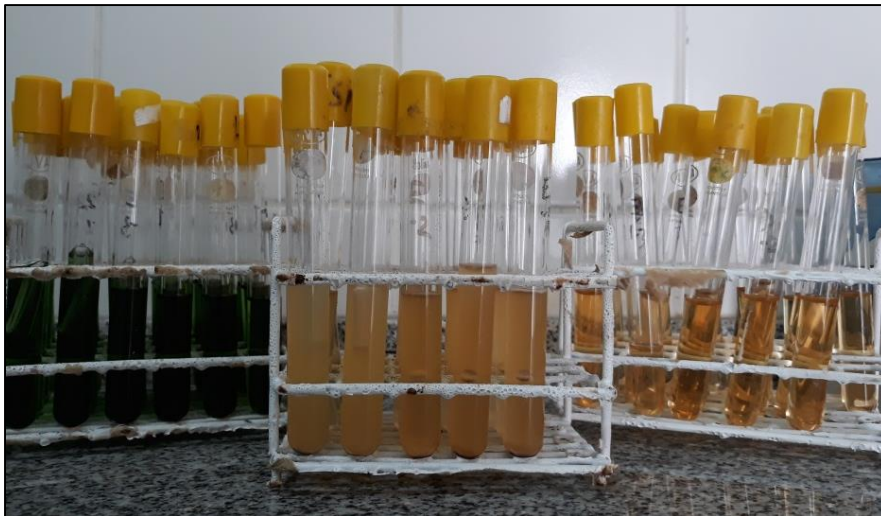


Figura 15: Gradilla central: tubos positivos provenientes de fase presuntiva.

Gradilla izq.: tubos color verde pertenecen a la determinación de coliformes totales (previa incubación) y gradilla der.: tubos color ámbar para la determinación de coliformes fecales (previa incubación).

La búsqueda de *E. Coli* se realiza a partir de los tubos positivos del medio EC, los cuales se siembran por agotamiento en medios selectivos y diferenciales (Agar Mac Conkey, Agar eosina Azul de metileno).



Figura 16: Prueba para *E. coli* en el medio de cultivo agar eosina azul de metileno.

Las placas con coloración verde metálico pertenecen a las placas con presencia positiva.

4.3.3.2. *Salmonella* spp.

La determinación de *Salmonella* spp. fue realizada por el método propuesto por Caffer *et al.*, 2008. La *Salmonella* spp. es un género bacteriano perteneciente a la familia Enterobacteriaceae constituido por bacilos gram negativos. Constituye un grupo importante de patógenos para animales y humanos. Está compuesto por dos especies: *S. entérica* y *S. Bongori*, de las cuales la primera representa la especie de mayor patogenicidad. Su monitoreo es un parámetro de importancia en aguas residuales y residuos sólidos. Para la determinación de *Salmonella* spp. se tomó una suspensión de la muestra en un medio selectivo de enriquecimiento (caldo selenito cistina) y se incubó a 35 ± 2 °C por 18 h. Transcurridas las 18 horas se sembró cada uno de los tubos del medio de enriquecimiento en sendas placas de medios sólidos selectivos (Salmonella Shigella Agar), las cuales se incubaron a 37 °C durante 24 h. Se realizaron pruebas bioquímicas con las colonias sospechosas cultivadas en los medios sólidos selectivos. Las pruebas bioquímicas utilizadas fueron la de agar hierro-tres- azúcares (TSI) y Agar Lisina Hierro (LIA) y medio SIM.

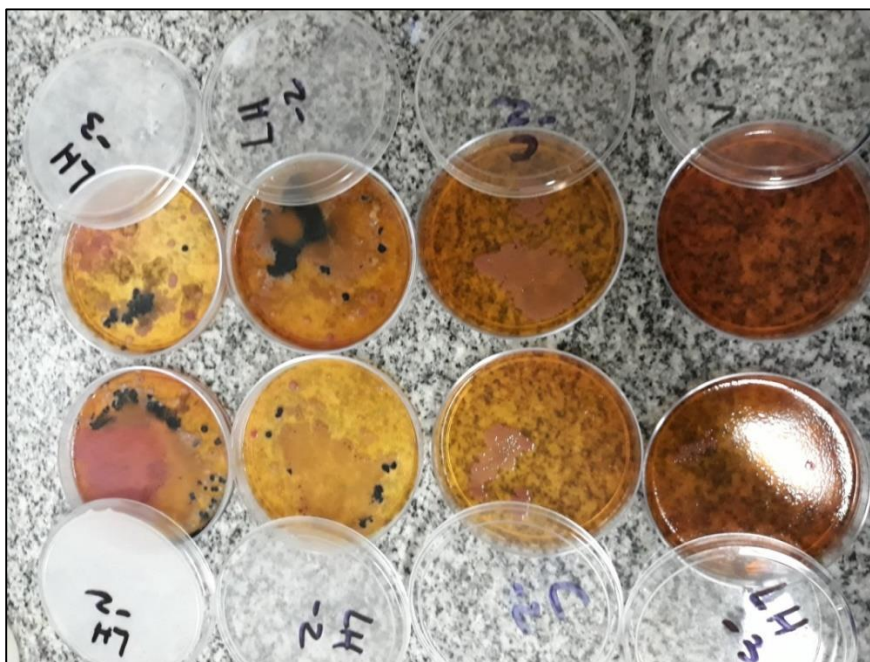


Figura 17: Placas con colonias color negro (Producción de H_2S), indicando presencia presuntiva de *Salmonella* spp. en medio Salmonella Shigella.

4.3.4. Métodos Parasitológicos

Para los ensayos la determinación de parásitos fue realizada en el Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPAVE) CONICET- La Plata- UNLP. Las metodologías allí empleadas fueron para el caso de efluentes líquidos la técnica de sedimentación por el método propuesto por Valbuena *et al.*, 2002; Botero de Ledesma *et al.*, 2006; mientras que para la cama profunda y el compost se utilizó la técnica de decantación y centrifugación de Shurtleff & Averre (2000).

4.3.4.1. Efluentes líquidos (con y sin tratamiento)

La técnica de sedimentación, consiste en colocar la totalidad de la muestra de 4 litros en un vaso de precipitado. Se deja sedimentar por 24 h y se retira el sobrenadante por succión, dejando solamente una película de 2 mm sobre el sedimento que fue el material con el que se trabajó posteriormente. Se colocó el sedimento en tubos de centrifuga de 200 mL y se realizó una primera centrifugación por espacio de 11 minutos a 2500 rpm. Luego se retiró del centrifugado el sobrenadante, nuevamente por succión y se pasó el sedimento a un único tubo de centrifuga de 50 mL. Se volvió a centrifugar a 2500 rpm por 11 minutos. Posteriormente, se pasó el sedimento a tubos de plásticos de 10 mL, a cada uno de los cuales se les agregó 7 mL de formol al 10 % y 3 mL de acetato de etilo. Se centrifugó nuevamente, durante 5 minutos a 1500 rpm. Una vez finalizado el procedimiento, se procedió a la observación del sedimento.

4.3.4.2. Muestras sólidas (compost y residuo de cama profunda)

El procedimiento consiste en colocar 900 mL de agua estéril en una probeta, luego se agregan 100 mL de muestra, llevándose el total a un volumen final de 1 L. Una vez que la muestra fue homogeneizada, se procede a realizar el filtrado de malla gruesa para pasarlo posteriormente por filtros de 130 μm y 55 μm . Las muestras obtenidas del material retenido en ambos filtros, de los respectivos filtrados se reparten en 4 tubos plásticos de

10 mL rotulados de la siguiente manera; 130 μ m arriba, 130 μ m abajo, 55 μ m arriba y 55 μ m abajo. Posteriormente, los 4 tubos son centrifugados a 2500 rpm durante 5 minutos. El tubo de 55 μ m arriba, se le descarta el sobrenadante y se le agrega sacarosa, posteriormente, se vuelve a filtrar la muestra en un filtro de 25 μ m, se lleva a centrifuga durante 5 minutos a 1500 rpm y se procede a la observación en microscopio.

Para los ensayos de compostaje a escala laboratorio (ver punto: 4.4.1.1). la determinación de parásitos fue realizada en el Instituto de Patobiología del INTA Castelar. La determinación de huevos de nematodos gastrointestinales (NGI) se realizó mediante una técnica de recuperación de huevos basada en el uso de tamices. El último paso, consistió en un lavado con solución hipertónica de cloruro de sodio y lectura en el microscopio, mediante una cámara de recuento de McMaster. (Robert & O'Sullivan 1949).



Figura 18: Tamices y Microscopio para medición parasitológica.

4.4. TRATAMIENTO DE RESIDUOS PORCINOS

4.4.1. Tratamiento residuo sólido

4.4.1.1. Escala laboratorio

Para realizar los estudios a escala laboratorio, se utilizaron reactores aeróbicos de 100 L de capacidad, ubicados en el Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA, INTA Castelar. El residuo provino de la cama profunda de la EEA Marcos Juárez. Inicialmente, presentó una adecuada relación C/N, por lo cual no fue necesario realizar mezclas con otros residuos para mejorar dicha relación.



Figura 19: Reactores aeróbicos de 100 Litros

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

El ensayo tuvo una duración total de 70 días (comenzando en diciembre 2016 a marzo 2017), durante este periodo se realizaron 3 muestreos en diferentes momentos del proceso. Durante los muestreos se midieron los parámetros de temperatura, pH, CE, COT, MO, NTK, NH_4^+ y NO_3^- , según la metodología expuesta en el punto 4.3.2. Además, se determinaron la presencia de huevos de nemátodos gastrointestinales (NGI) y microorganismos patógenos coliformes totales y fecales, *E. Coli* y *Salmonella* spp., al inicio y final del ensayo, según los métodos expuestos en los puntos 4.3.3 y 4.3.4.

4.4.1.2. Escala a campo

El ensayo a campo de compostaje fue realizado en la EEA Marcos Juárez. El estiércol utilizado fue extraído de los propios galpones con el sistema de cama profunda que cuenta dicha experimental. Nuevamente, debido a las características propias del residuo (relación C/N adecuada) fue factible realizar el proceso de degradación aeróbica, sin la incorporación de otro material o residuo en la mezcla inicial.

Se realizó una pila de 1,8 metros ancho x 1,50 metros alto x 30 metros de largo. Para remover, airear y humedecer la pila de compost durante el ensayo, se utilizó una máquina removedora de compost de tiro lateral, Este equipo constaba con las siguientes características:

Ancho de labor 2 m.

Alto máximo de la pila 1,50 m.

Capacidad operativa 3 m³/h.

Rotor de 8" con paletas intercambiables construidas en acero SAE 1045.

Tanque de 750 L con sistema de aspersión por gravedad.

Potencia mínima recomendada 60 HP.



Figura 20: Maquina removedora de compost
(EEA Marcos Juárez).

El ensayo tuvo una duración de 90 días, se realizó una caracterización inicial del residuo (relación C/N, pH, CE, NT y CT), según la metodología expuesta en el punto 4.3.2. Además, fueron monitoreados durante el desarrollo de proceso la temperatura y humedad en el interior de la pila, con el fin de evaluar el correcto funcionamiento de la misma. Por último, se evaluó al finalizar el proceso parámetros físico-químicos (MS, H, densidad, MO, pH, CE, NT, NH_4^+ , NO_3^- , PT, iones solubles y iones totales), de higienización (NGI y coliformes totales, fecales, *E. coli* y *Salmonella* spp.), estabilidad (Índice Respirométrico Estático (IRE)) sobre el compost obtenido, según los métodos expuestos en los puntos 4.3.

4.4.2. Tratamiento del efluente líquido

4.4.2.1. Escala laboratorio

El objetivo de esta experiencia fue evaluar el tipo y dosis a aplicar de coagulantes y floculantes para el ensayo a escala piloto; para ello se utilizó el Test de Jarras (*Jar Tests*). Este ensayo permite evaluar, a escala de laboratorio, la reducción de los sólidos disueltos, sólidos en suspensión, materias coloidales y otras materias no sedimentables, mediante la coagulación – floculación y posterior decantación. El objetivo final del test de jarras radica en la evaluación de la efectividad de una serie de coagulantes y floculantes, la dosis a aplicar y el orden de aplicación de los reactivos. Se utilizó el efluente proveniente de los galpones intensificados de la EEA Marcos Juárez (punto 4.2.1).

Los coagulantes empleados durante el desarrollo del experimento fueron cloruro férrico (FeCl_3) y sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, a las dosis de 50, 100, 1500 y 2000 ppm.



Figura 21: Prueba de efluente porcino con acondicionadores químicos.

Los floculantes seleccionados fueron polímeros catiónicos (PC) a las dosis de 50, 100, 200 ppm y polímeros aniónicos (PA) a las dosis de 2, 4, 6 ppm. Se analizaron al inicio y final de cada prueba ST, SST, turbidez (Tb), pH y CE, según los métodos expuestos en el punto 4.3.1.



Figura 22: Equipo de Jar Test con efluente porcino, coagulado y floculado (Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar).

4.4.2.2. ESCALA PILOTO

Una vez seleccionado el tipo de coagulante y floculante a utilizar y la dosis óptima de trabajo (Test de Jarras), se procedieron a realizar los ensayos a escala piloto. El ensayo fue realizado con un dispositivo de filtración para simular las condiciones reales de carga en geo-filtración: turbulencia, caudal y presión. Se utilizó una malla que poseía forma de tubo con un diámetro de paso de 250 μm .

Se realizaron cuatro tratamientos con 3 réplicas cada uno. Los tratamientos seleccionados fueron: efluente crudo sin tratar (T_0), efluente filtrado sin adición de químicos (T_1), efluente filtrado con adición de químicos (T_2), efluente filtrado con 20% más de químicos (T_3).

Se realizaron sobre el efluente crudo y el efluente tratado las siguientes determinaciones: pH, CE, humedad (H), COT, NH_4^+ , NT, PT, ST, SV, SST, SSV, DQO, iones solubles (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn) iones totales (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn), según las metodologías expuestas en el punto 4.3.1. La determinación de patógenos totales (aerobios, *E. coli*, coliformes totales y *Salmonella* spp.) y la presencia de huevos de nemátodos gastrointestinales (NGI) fue realizada mediante los métodos expuestos en los puntos 4.3.3 y 4.3.4.

Los datos fueron analizados por el programa Prisma 5, a través de un ANOVA de un factor y se utilizó el Test de Bonferroni para realizar las pruebas de comparaciones múltiples entre los tratamientos.

Descripción del dispositivo piloto de filtración

El dispositivo de evaluación permite la medición de la reducción de los sólidos (totales y suspendidos) y volúmenes del efluente inicial y efluente filtrado. El tejido geotextil utilizado para confeccionar los geocontenedores de prueba fue de dimensiones planas de 0,5m x 0,5m con una permisividad hidráulica de 12 L/m/s² y un tamaño aparente de poro de 250 µm. El dispositivo consta de un tanque graduado de 200 L con agitación mecánica, conectado a una bomba diafragmática manual mediante tuberías de 1 ½". El efluente fue impulsado al geocontenedor de prueba ubicado en una plataforma elevada. La circulación se controló mediante una válvula de 3 bocas, la cual permitió replicar la turbulencia, caudal y tiempos de permanencia en una tubería a escala real. La presión ejercida por el efluente sobre el geocontenedor fue medida mediante un manómetro. Además, se colocó en el manómetro una válvula de 3 vías en posición de carga; en donde se accionó la bomba manual para impulsar el efluente hacia el geocontenedor situado en la plataforma. El bombeo continuó hasta que el manómetro registró los 3.8 PSI de presión (esta medida es directamente proporcional a la altura máxima de carga del geocontenedor de prueba). Una vez alcanzada esta presión, se detuvo el bombeo y se dejó reposar el geocontenedor durante 20 minutos.



Figura 23: Dispositivo de geofiltración piloto
(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar).



Figura 24: Filtración de efluente porcino a través de geocontenedores.

La filtración de los sólidos mediante geofiltración se realizó utilizando tres réplicas en cada ensayo.

4.5. EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS EN EL SUELO

Los productos generados en los tratamientos físico-químicos y biológicos fueron caracterizados (físico-química y biológicamente), para luego ser comparados contra una fertilización convencional del cultivo seleccionado. Para ello, se realizaron ensayos a escala laboratorio, invernáculo y campo.

4.5.1. Escala laboratorio: incubación de suelos

Dinámica y evolución del CO₂, mineralización carbono (C).

El objetivo de este experimento fue medir la cantidad de C respirado por los microorganismos del suelo en un período determinado de tiempo. La metodología empleada en este ensayo fue la propuesta por Curl & Rodriguez- Kabana (1972) y adaptado por Mendonca & Matos (2005) y Albuquerque *et al.* (2012).

Se tomaron muestras de los primeros 20 cm de un suelo agrícola localizado en el predio experimental del Instituto de Genética (CICVyA INTA – Castelar). Las muestras de suelo fueron secadas y tamizadas a 2 mm, previo a su homogenización con los distintos productos a evaluar (efluente porcino crudo y efluente porcino tratado mediante la tecnología de geofiltración, residuos sólido proveniente de cama profunda sin tratamiento, y residuos sólidos provenientes de cama profunda con tratamiento de compost). La dosis que se empleó de cada producto estaba sujeta a la calidad del mismo.

La metodología empleada se basa en la captura de CO₂ emitida a partir de una muestra de suelo en solución de NaOH o KOH y la dosificación mediante valoración con HCl.

$$C\text{-CO}_2 \text{ (mg)} = (B-V) \times M \times 6 \times (v_1/v_2)$$

Donde:

B = Volumen de HCl gastado en blanco (mL)

V = volumen de HCl gastado en muestra (mL)

M = molaridad de HCl (mol. L⁻¹)

6 = peso equivalente de carbono

v1 = volumen total de NaOH usado en la captura de CO₂ (mL)

v2 = volumen de NaOH usado en titulación (mL)

Los tratamientos fueron realizados por triplicado y estaban conformados por: suelo con fertilización química con urea (Suelo + F), suelo con efluente porcino sin tratamiento (Suelo + EF), suelo con efluente porcino tratado mediante geofiltración (Suelo + EFT), suelo con residuos sólidos provenientes de cama profunda sin tratamiento (Suelo + CP), suelo con residuos sólidos provenientes de cama profunda con tratamiento compost (Suelo + CO).



Figura 25: Recipientes de incubación de suelo
(Laboratorio de Transformación de los Residuos, IMyZA- INTA Castelar).

Las dosis de todos los tratamientos fueron niveladas por el nitrógeno que contenían los diferentes residuos. Para este ensayo se utilizó una dosis de 100 kgN.ha^{-1} . La respiración microbiana se evaluó a través de la evolución de CO_2 durante la incubación. El ensayo se realizó en recipientes de vidrio herméticamente cerrados en donde cada uno de ellos contenía 100 g de suelo con un 60 % de humedad de la capacidad de retención hídrica durante todo el ensayo; este ensayo respirométrico duró 120 días. El C liberado como CO_2 , fue fijado utilizando viales dentro de los frascos de 500 mL, con una solución 0,5 N de NaOH, los cuales iban siendo reemplazados con el fin de asegurar las condiciones aeróbicas de las muestras incubadas. Las soluciones de NaOH fueron tituladas con una solución 0,5 N HCl con exceso de BaCl_2 para la precipitación de carbonatos.

Se determinaron mediante la metodología expuesta en el punto 4.3.2. las siguientes variables al inicio y final del experimento: pH, CE, Ca, Mg, Na, K, MO, COT, CS, MS, humedad, concentración de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , NKT, P total y metales pesados.

Los datos fueron analizados por el programa Prism 5, a través de un ANOVA de una vía y la prueba de Tukey se utilizó para realizar múltiples pruebas de comparación entre los tratamientos.

4.5.2. Escala invernáculo

4.5.2.1. Ensayo 1° (*Matthiola incana*)

El objetivo del trabajo fue evaluar el uso del compost porcino en diferentes proporciones para el crecimiento y desarrollo de una flor de corte, el Alelí (*Matthiola incana*). En este experimento se utilizó el compost elaborado con los residuos de la cama profunda obtenida en el punto 5.1.2. Las características físico químicas y biológicas del compost se encuentran descriptas en el punto 5.2.2. El ensayo se realizó en un invernáculo del Instituto de Floricultura del INTA Castelar, con plantas para flor de corte. El mismo se llevó a cabo en abril del 2015.

Cada ensayo estaba conformado por cuatro tratamientos y tres repeticiones:

Tratamiento 1: 15 L m² o 8,7 kg m² de compost
 Tratamiento 2: 30 L m² o 17,4 kg m² de compost
 Tratamiento 3: 60 L m² o 34,7 kg m² de compost
 Tratamiento 4: sin incorporación de compost.

Se utilizó un cantero por cada ensayo de 12m x 1m x 1m, separados con tablas de madera. El cantero se dividió en 12 partes de 1 m² y cada parte fue una unidad experimental. La flor de corte seleccionada fue alelí (*Matthiola incana*). La distancia de plantación fue de 0,15m x 0,15m.



Figura 26: Ensayo de alelí próximo a cosechar
 (Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

Una vez incorporado el compost porcino a cada unidad experimental se tomó una muestra. A cada muestra se le analizó densidad aparente, por el método Hofmann (Fermino, 2003); espacio poroso total, por fórmula (Ansorena Miner, 1994); materia orgánica, por fórmula (Ansorena Miner, 1994); pH y conductividad eléctrica (CE) en una relación 1/5 vol/vol de muestra/agua (Bárbaro *et al.*, 2011), concentración de fósforo, calcio, magnesio y potasio en g L⁻¹ de muestra, analizados en el filtrado de la solución 1/5 vol/vol, con un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian modelo 220 A) y los nitratos con electrodo ión selectivo (Orion modelo 920 A).

Al finalizar el ensayo, es decir, el día en que se cosecharon las varas florales, se tomaron nuevamente una muestra a cada unidad experimental, en las que se analizó el

pH, la CE, la concentración de fósforo, calcio, magnesio, potasio y nitratos con las mismas metodologías descritas anteriormente. El riego de cada ensayo se realizó según demanda con agua proveniente de una planta de ósmosis inversa, cada cuatro riegos se aplicó agua de pozo. Se realizaron análisis para cada tipo de agua, empleando los siguientes parámetros: pH y CE con un multiparamétrico (Horiba modelo F-54 BW); calcio, magnesio, potasio y sodio con un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian modelo 220 A); nitratos con electrodo ión selectivo (Orion modelo 920 A); cloruros y bicarbonatos por titulación.

Al finalizar cada ensayo se midieron a 10 plantas por repetición, la masa fresca y longitud de la vara floral; además se separaron las hojas y se realizó un análisis foliar.

El diseño experimental fue completamente aleatorizado con tres repeticiones por cada tratamiento. Los datos fueron analizados por el programa Prism 5, a través de un ANOVA de una vía y, la prueba de Tukey se utilizó para realizar múltiples pruebas de comparación entre los tratamientos.

4.5.2.2. Ensayo 2 (*Helianthus annuus*)

El objetivo del trabajo fue evaluar el uso del compost porcino en diferentes proporciones para el crecimiento y desarrollo del girasol ornamental (*Helianthus annuus*). Para el desarrollo de este experimento se utilizó el compost elaborado con los residuos porcinos crudos provenientes de un sistema de cama profunda obtenido del módulo de producción, punto 4.2.2. Las características del compost son mostradas en el punto 5.2.2. El ensayo se realizó con plantas para flor de corte (*Helianthus annuus*), en un invernáculo del Instituto de Floricultura del INTA Castelar. Cada ensayo estuvo conformado por cuatro tratamientos y tres repeticiones:

Tratamiento 1(T1): 15 L/m² de compost

Tratamiento 2 (T2): 30 L/m² de compost

Tratamiento 3 (T3): 60 L/m² de compost

Tratamiento 4: sin incorporación de compost.

Se utilizó un cantero de 12 m largo X 1 m de ancho. El cantero se dividió en 12 partes de 1 m². Cada parte fue una unidad experimental.



Figura 27: Ensayo de Girasol ornamental
(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).



Figura 28: Ensayo de girasol ornamental próximo a cosechar
(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

Al finalizar cada ensayo se midieron a 10 plantas por repetición, la masa fresca y longitud de la vara floral y diámetro de la inflorescencia; además se separaron las hojas y se realizó un análisis foliar.

Los datos fueron analizados por el programa Prism 5, a través de un ANOVA de una vía y, la prueba de Tukey se utilizó para realizar múltiples pruebas de comparación entre los tratamientos

4.5.3. Escala campo

El objetivo de este experimento fue evaluar el efecto de la aplicación de un efluente crudo porcino, un efluente porcino tratado mediante geofiltración, un residuo porcino crudo proveniente del sistema de cama profunda y un residuo porcino proveniente del sistema de cama profundo tratado mediante compostaje, sobre algunas propiedades del suelo con un cultivo de maíz.

Este ensayo se llevó a cabo en diciembre 2015 a junio del 2016. El suelo utilizado fue un Argiudol típico, serie Marcos Juárez, franco-limoso, profundo, plano y bien drenado. Está clasificado como capacidad de uso I en toda su superficie, es decir un suelo sin limitaciones, apto para todos los cultivos agrícolas y forrajeros de la región. El cultivo seleccionado fue maíz (*Zea mays*), las dimensiones de las unidades experimentales fueron de 30 m² (6x5). Se realizaron cinco tratamientos con tres repeticiones cada uno, utilizando un diseño completamente aleatorizado (DCA).

Tratamiento 1: (residuo sólido - cama profunda) (CP)

Tratamiento 2: (compost de cama profunda) (CCP)

Tratamiento 3: (residuos líquidos – efluente porcino) (EP)

Tratamiento 4: (efluente tratado a través geo-filtración) (ET)

Tratamiento 5: (testigo fertilización inorgánica) (TFI)

Las características iniciales de los materiales seleccionados son detalladas en los puntos 5.1.1.; 5.1.2.; 5.2.2., 5.3.3. Además, fue evaluada el agua del criadero mediante los parámetros de pH, CE, nitratos, dureza y sulfatos. Las metodologías utilizadas para estos análisis fueron expuestas en el 4.3.1 y 4.3.2.

Al finalizar el ensayo, se tomaron muestras del suelo de cada unidad experimental, en las que se analizaron: pH, CE, MO, NO₃⁻, NT, y fósforo Bray, iones totales (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Mn, Cu⁺, Fe, Zn²⁺) en profundidad (0-20 cm) y para nitratos en profundidades de (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm y 60 cm a 1 m). En el cultivo se analizó: rendimiento, biomasa y en hoja contenidos de nitrógeno, Ca, Mg, K y Na.



Figura 29: Ensayo maíz, en el momento de cosecha
(EEA Marcos Juárez)

RESULTADOS

5. RESULTADOS

5.1. CARACTERÍSTICAS DE LA PRODUCCIÓN PORCINA INTENSIVA Y SEMI INTENSIVA

5.1.1. Caracterización inicial del efluente porcino

En la Tabla 7 se muestran los promedios con los desvíos estándar de los parámetros físicos-químicos, microbiológicos y parasitológicas de los efluentes porcinos analizados durante los muestreos. Además, se muestran los valores límites de referencia para vuelco a un cuerpo de agua superficial, absorción al suelo y reúso de efluente de la provincia de Buenos Aires y Córdoba.

Tabla 7: Caracterización físico-químico inicial de efluente porcino. Valores medios (n=6) ± Desviación estándar

Variables	Unidades	Efluente Porcino	Resolución Prov. Bs. As. ⁽¹⁾		Decreto Prov. Cba. ⁽²⁾	
			Cond. Pluvial o cuerpo de agua superficial	Absorción a suelo	Cuerpo superficial	Efluente Reúso
pH		6,4 ± 0,3	6,5-10	6,5-10	6 a 9	6,5-8
CE	mS cm ⁻¹	15,8 ± 3,8	-	-	-	≤ 1
ST	g L ⁻¹	18,2 ± 8,8	-	-	-	-
SV	g L ⁻¹	12,1 ± 8,5	-	-	-	-
SST	%	25 ± 3,5	-	-	-	-
SSV	%	21,39 ± 3,1	-	-	-	-
PT	mg L ⁻¹	359 ± 145	≤ 1,0	≤ 1,0	10-0,5	-
P soluble	mg L ⁻¹	113 ± 72	-	-	-	-
NT	%	0,24 ± 0,08	≤ 35	≤ 105	≤ 20-10	≤ 30
N-NH ₄ ⁺	%	0,19 ± 0,06	≤ 25	≤ 75	≤ 3	-
DBO	mg L ⁻¹	19637 ± 7685	≤ 50	≤ 200	≤ 40 a 30	≤ 30
DQO	mg L ⁻¹	33642 ± 13161	≤ 250	≤ 500	≤ 250	-
Cu	mg L ⁻¹	1,8 ± 0,7	≤ 1,0	-	≤ 0,1	≤ 0,2
Mn	mg L ⁻¹	1,3 ± 1,5	-	-	-	≤ 0,2
Fe	mg L ⁻¹	4,95 ± 0,05	≤ 2,0	≤ 1,0	≤ 1	-
Zn	mg L ⁻¹	1,5 ± 0,9	≤ 2,0	≤ 1,0	≤ 2	≤ 2
Ca	mg L ⁻¹	259 ± 62	-	-	-	-
Mg	mg L ⁻¹	127 ± 53	≤ 0,1	≤ 1,0	≤ 0,5	-
Na	mg L ⁻¹	900 ± 200	-	-	≤ 250	≤ 250
K	mg L ⁻¹	1577 ± 405	-	-	-	≤ 250
Densidad	g L ⁻¹	1,0 ± 0,1	-	-	-	-
<i>Salmonella spp.</i>		Presencia	-	-	-	-
<i>E. Coli</i>	NMP	7,40 x 10 ³	-	-	-	-
Coliformes fecales	NMP	8,8 x 10 ³	-	-	≤ 5000	≤ 1000
<i>Coccidios</i>		Presencia	-	-	-	-
<i>Helmintos</i>	Huevos L ⁻¹	130	-	-	-	-

⁽¹⁾ Provincia de Buenos Aires, parámetros de calidad de las descargas límites admisible, AGOSBA 336/03.

⁽²⁾ Provincia de Córdoba, parámetros de calidad de las descargas límites admisibles Decreto 847/16.

El pH presentó valores cercanos a la neutralidad, mientras que la CE mostró un valor elevado. Por otro lado, los efluentes mostraron una alta carga de materia orgánica y nutrientes pudiéndose evidenciar en las elevadas concentraciones de DQO, DBO, PT y NT (Tabla 7). Con respecto al fósforo puede observarse que la mayor parte de este compuesto se encuentra asociada a la fracción sólida del efluente (68,52 %). En lo que respecta al nitrógeno, pudo evidenciarse que la mayor parte de este compuesto se encontraba en forma de N-NH_4^+ (79,16 %). Esta situación es esperable debido a la condición de anaerobiosis en que se encuentra el efluente cuando es almacenado en la fosa debajo del *slats*.

Con respecto al contenido de iones el efluente mostró una elevada concentración de Na, K, Mg, Cu y Zn (Tabla 7), parámetros asociados a la conductividad eléctrica de los efluentes. Con respecto al análisis del agua del criadero porcino las concentraciones de los iones anteriormente descriptas fueron bajas (Na $161 \pm 1,7$; k $6.4 \pm 0,1$; Mg $8,7 \pm 0,6$; Cu $0,1 \pm 0,0$ Zn $0,1 \pm 0,1$ mg/l).

Por otro lado, el efluente mostró un alto contenido de patógenos zoonóticos, evidenciado por la presencia de coliformes fecales, *Salmonella* spp. y *E. coli*. Al analizar la muestra de efluente porcino se pudo observar quistes de protozoarios y Helmintos. Las muestras presentaron un contenido significativo de ooquistes de coccidios, la totalidad de los mismos estaban sin esporular, presentando generalmente una pared lisa y gruesa, con presencia de micrópila, contorno bien redondeado y tamaños variables que oscilaron entre 10 y $43,3 \mu\text{m}$ de diámetro. También se observaron quistes con contenido granular, tamaño entre $10,8$ y $26 \mu\text{m}$ de diámetro, posiblemente pertenecientes al género *Blastocystis* spp. Entre los hallazgos aislados, se encontró un quiste ovalado de $72,5 \times 50 \mu\text{m}$, atribuible al género *Balantidium* spp.; un huevo de céstode de $61-68 \mu\text{m}$ de diámetro menor y mayor respectivamente, posiblemente *Hymenolepis diminuta* (su presencia se interpreta por contaminación con heces de roedores). También se encontró un huevo de tamaño considerable de $167,5 \times 95 \mu\text{m}$, posiblemente de *Fasciola* spp., si bien no fue posible observar opérculo. La presencia de un huevo de $119,5 \mu\text{m} \times 68,2 \mu\text{m}$, fue atribuible a *Stephanurus* (Figura 38 y Tablas 7, 16).

5.1.2. Características de la producción porcina semi-Intensiva (cama profunda)

En la tabla 8, pueden observarse los valores promedios con sus desvíos estándares obtenidos durante los 6 muestreos del residuo de cama profunda.

Tabla 7: Caracterización de los residuos de cama profunda. Valores medios ($n=6$) $\pm$ Desviación estándar

Variables	Unidades	Sólido Porcino
pH	UpH	$8,10 \pm 0,1$
CE	dS cm^{-1}	$5,78 \pm 1,6$
MO	%	$51,28 \pm 14,6$
MS	%	$23,59 \pm 6,4$
COT	%	$23,59 \pm 6,45$
H	%	$48,72 \pm 14,66$
PT	mg kg^{-1}	$2,18 \pm 0,30$

NT	%	0,79 ± 0,07
N-NH ₄ ⁺	mg/kg	596,6 ± 11,6
Cu	mg L ⁻¹	2,66 ± 1,77
Mn	mg L ⁻¹	11,5 ± 1,49
Fe	mg L ⁻¹	42,2 ± 121,76
Zn	mg L ⁻¹	6,2 ± 2,68
Ca	mg L ⁻¹	19,47 ± 6,61
Mg	mg L ⁻¹	20,17 ± 1,47
Na	mg L ⁻¹	37,17 ± 4,96
K	mg L ⁻¹	43 ± 3,69
Pb	mg L ⁻¹	0,3 ± 0,09
Ni	mg L ⁻¹	0,37 ± 0,12
Cd	mg L ⁻¹	0,004 ± 0,0
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹	1,12 ± 0,07
Densidad	g L ⁻¹	383 ± 1,73
C/N		30,27
<i>Salmonella</i>		Presencia
<i>E. Coli</i>		Presencia
<i>Coliformes fecales</i>	NMP 100g ⁻¹	280
<i>Coccidios</i>		Presencia
<i>Helminths</i>	Huevo L ⁻¹	Ausencia

El material estudiado presentó un valor de pH levemente alcalino y una CE más baja que el efluente porcino líquido. Al igual que el efluente líquido, pudo evidenciarse una alta carga de iones, en especial el Zn, Cu, Na, K, Ca, Mg y Fe (Tabla 8). Por otro lado, al estudiarse el contenido de nutrientes, pudo observarse un alto % de MO y un bajo contenido de NT, lo que favorece a lograr una relación C/N ideal para el proceso de compostaje (30,27). Con respecto al contenido de humedad y a la densidad, el material en estudio mostró tener una adecuada humedad y una densidad baja, lo que es favorable en procesos aeróbicos, ya que permite el ingreso de aire a la pila de compostaje.

El valor del Índice respirométrico estático (IRE) obtenido mostró que el material se encontraba inestable (Tabla 8), ya que el material continuaba consumiendo O₂ y mostrando la necesidad de ser tratado previo a su aplicación al suelo.

La muestra de cama profunda presentaba un bajo contenido de *Coccideos* similares a los ooquistes encontrados en las muestras de efluentes, sin esporular en su mayoría, de pared lisa y gruesa, micrópila, contorno bien redondeado y tamaños variables. También se observaron algunos quistes de menor tamaño, (13,4 – 13,8 µm), de contorno esférico, posiblemente pertenecientes a amebas. Por otro lado, la presencia positiva de coliformes fecales, *E. coli*, *Salmonella spp.* y Helminths, demuestra que es indispensable la realización de un tratamiento de estabilización e higienización, previo su aplicación en un suelo.

5.2. TRATAMIENTO: COMPOSTAJE DE LOS RESIDUOS DE CAMA PROFUNDA PORCINA (RESIDUOS SÓLIDOS)

5.2.1. Ensayo a escala laboratorio para el tratamiento del residuo de cama profunda porcina a través de la degradación aeróbica (compostaje)

El ensayo fue realizado durante los meses de verano (diciembre – marzo), con una temperatura ambiental que osciló entre 20 a 35 °C. El registro de las temperaturas ambientales conjuntamente con los registros de las temperaturas de cada reactor aeróbico es mostrado en la Figura 30.

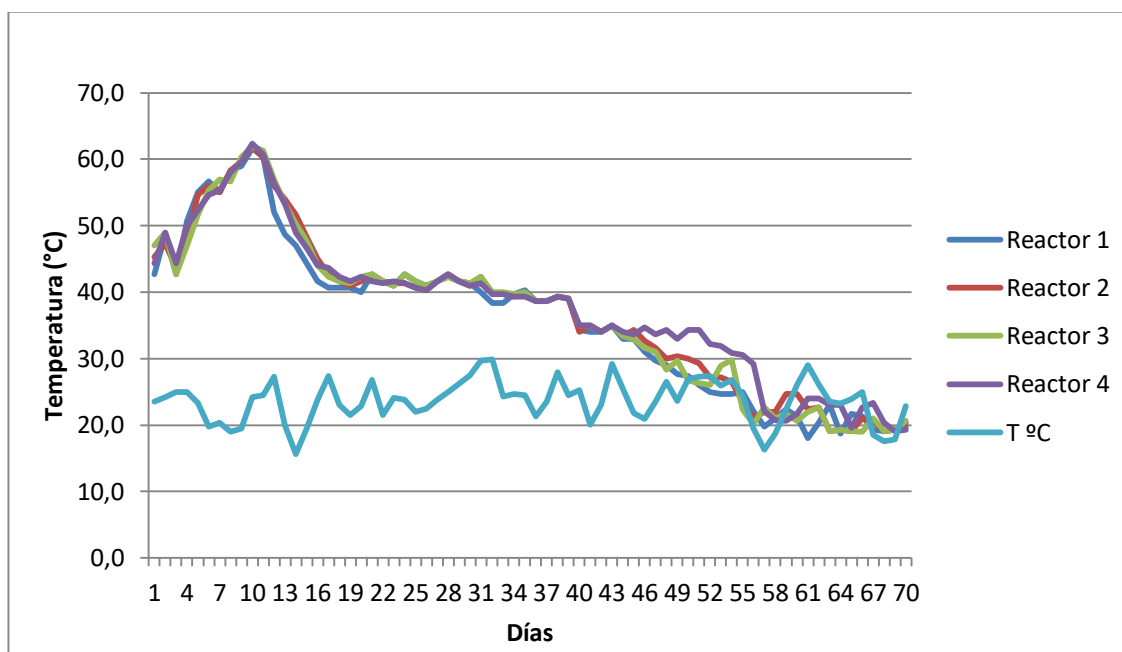


Figura 30: Evolución de la temperatura dentro de reactores aeróbicos y temperatura diaria (T°C). Valores medios (n=3)

Se observó que el material en estudio logró alcanzar la temperatura termófila durante los primeros 16 días del proceso, para luego comenzar lentamente a disminuir su valor hasta llegar a la temperatura ambiental, mostrando un perfil térmico esperado para el proceso de compostaje.

Con respecto al pH los valores se mantuvieron levemente alcalinos durante todo el proceso (Tabla 9). La CE mostró una leve disminución, pudiéndose atribuir este fenómeno al lavado de sales ocurrido durante el riego del material. Por otro lado, el contenido de humedad disminuyó gradualmente, y alcanzó un valor del 45 % a los 7 días de iniciado el proceso, debido al efecto de evaporación por las temperaturas alcanzadas durante la etapa termofílica (Figura 27). Con el fin de mantener la actividad microbiológica dentro de los reactores, se roció agua dentro de los reactores a fin de mantener un contenido de humedad dentro del 45–65 %.

El contenido de COT disminuyó en un promedio del 34 %, se encuentra relacionado con la degradación y la mineralización de materia orgánica.

Tabla 8: Características químicas finales del compost de residuos porcinos (cama profunda).
Valores medios (n=3) $\pm$ Desviación estándar

	Residuo Inicial		Compost Final				valores referencia
	Cama profunda	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3	Reactor 4		
pH (UpH)	8,4 $\pm$ 0,1	8,3 $\pm$ 0,4	8,2 $\pm$ 0,0	8,3 $\pm$ 0,0	8,4 $\pm$ 0,0		9 ⁽²⁾ /5-8,5 ⁽⁶⁾
CE(ms cm ⁻¹)	6,9 $\pm$ 1,0	3,2 $\pm$ 1,3	3,7 $\pm$ 0,5	4,1 $\pm$ 1,1	4,8 $\pm$ 0,1		<4 ⁽⁶⁾
COT (%)	11,8 $\pm$ 0,6	8,3 $\pm$ 0,1	7,1 $\pm$ 0,1	8,1 $\pm$ 0,8	7,6 $\pm$ 0,9		*
MO (%)	23,6 $\pm$ 1,3	16,6 $\pm$ 0,2	14,2 $\pm$ 0,3	16,2 $\pm$ 1,6	15,2 $\pm$ 1,9		> 15 ⁽¹⁾ / 20 ⁽⁶⁾
NT (%)	1,1 $\pm$ 0,9	0,41 $\pm$ 0,0	0,0	0,0	0,9 $\pm$ 0,0		-
NO ₃ ⁻ (mg Kg ⁻¹)			35,9 $\pm$ 0,0	51,8 $\pm$ 0,0	53,7 $\pm$ 0,0		-
¹⁾	-	18,1 $\pm$ 2,4	0,0	4,5	1,8		-
Ca (mg Kg ⁻¹)	-	3,4 $\pm$ 0,3	3,1 $\pm$ 0,3	3,2 $\pm$ 0,4	3,7 $\pm$ 0,0		> 1% ⁽¹⁾
Mg (mg Kg ⁻¹)	-	5,3 $\pm$ 0,7	5,2 $\pm$ 0,4	6,2 $\pm$ 0,5	12,4 $\pm$ 6,8		> 0,05% ⁽¹⁾
K (mg Kg ⁻¹)	-	831 $\pm$ 112	982 $\pm$ 28	86	1112 $\pm$ 1045		*
Na (mg Kg ⁻¹)	-	279 $\pm$ 20	319 $\pm$ 3,9	345 $\pm$ 17,3	325 $\pm$ 22,4		< 150 ⁽²⁾
Zn (mg Kg ⁻¹)	-	4,3 $\pm$ 0,9	4,4 $\pm$ 0,4	2,1 $\pm$ 0,6	2,9 $\pm$ 0,4		400 ⁽²⁾
Mn (mg Kg ⁻¹)	-	1,9 $\pm$ 0,1	1,7 $\pm$ 0,2	1,1 $\pm$ 0,2	1,4 $\pm$ 0,3		-
Cu (mg Kg ⁻¹)	-	3,3 $\pm$ 0,3	3,3 $\pm$ 0,1	2,1 $\pm$ 0,2	2,1 $\pm$ 0,2		200 ⁽²⁾
Fe (mg Kg ⁻¹)	-	63,8 $\pm$ 10,7	68,9 $\pm$ 4,6	36,8 $\pm$ 6,8	46,1 $\pm$ 6,4		*
C/N	-	20,2	21,5	21,9	19,5		< 20 ^{(1),(6)}
IRE (mgO ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹)	1,1 $\pm$ 0,3	0,55 $\pm$ 0,3	0,6 $\pm$ 0,4	0,4 $\pm$ 0,2	0,53 $\pm$ 0,2		0,5-1 ^{(3),(4),(6)}
Amonio/Nitrato	-	0,4	0,2	0,2	0,2		< 0,3 ^{(5),(6)}
Amonio (mg kg ⁻¹)	588,1 $\pm$ 135	6,7 $\pm$ 0,1	7,2 $\pm$ 0,2	8,5 $\pm$ 0,3	9,4 $\pm$ 0,2		< 500 ^{(5),(6)}

Referencias valores guías de normativas: (1) Res SENASA 264/2011 (2) WARP, 2011 (3) USDA, USCC, 2001 (4) Barrena *et al.*, 2005, (5) CCQC (2001), (6) Normativa producción/aplicación compost 1/2019. Los valores límites indicados con el símbolo (*) significan que la legislación solo exige informar el valor obtenido.

Con respecto a los indicadores de estabilidad y madurez pudo observarse que tanto la relación C/N, amonio/nitrato, contenido de amonio y el IRE se encontraron dentro de los valores recomendados, según los valores de referencia expuestos en la Tabla 9.

Por otro lado, los indicadores de calidad mostraron que el compost se encontraba bien provisto de Mg, K, Ca (Tabla 9); con respecto al Na se encontraba en valores superiores a los valores de referencia, sin embargo, el contenido de NT y NO_3^- fue bajo.

En lo que respecta a los indicadores de higienización, pudo observarse una reducción 98,11% y 99,44% para coliformes fecal y *E. coli*, respectivamente. Por otro lado, se observó la eliminación de la *Salmonella* spp al final del proceso (Tabla 10).

Tabla 9: Valores promedios (n=3) microbiológicos y parasitológicos

	Unidades	Inicio	Final
Coliformes fecales	NMP	$5,2 \times 10^4$	$9,8 \times 10^2$
<i>E. coli</i>	NMP	$2,7 \times 10^4$	$1,5 \times 10^2$
<i>Salmonella</i>		Presencia	Ausencia
Parasitológico		Ausencia	Ausencia

En la Tabla 11 se muestran los valores promedios con los desvíos estándares obtenidos del análisis de los lixiviados generados durante la fase termofílica del proceso de compostaje. El lixiviado presentó una elevada CE como así altas concentraciones de Na, K y Cu, atribuyéndole este fenómeno al lixiviado de sales del material sólido.

Tabla 10: Caracterización físico-química del lixiviado proveniente del compostaje de residuos porcinos. Valores medios (n=4) $\pm$ Desviación estándar

	Unidades	Lixiviado Compost
pH		$8,5 \pm 0,0$
CE	mS cm^{-1}	$21,5 \pm 0,3$
NT	%	$0,1 \pm 0,2$
N-NH_4^+	g L^{-1}	$0,44 \pm 0,02$
ST	%	$2,38 \pm 0,0$
COT	%	$13,8 \pm 1,0$
SV	%	$27,2 \pm 2,1$
Ca	mg L^{-1}	$45 \pm 0,8$
Mg	mg L^{-1}	$23,3 \pm 0,4$
K	mg L^{-1}	$5377 \pm 24,7$
Na	mg L^{-1}	$1852 \pm 74,2$
Zn	mg L^{-1}	$4,2 \pm 0,2$
Mn	mg L^{-1}	$1,6 \pm 0,0$
Cu	mg L^{-1}	$11,4 \pm 0,1$
Fe	mg L^{-1}	$15,7 \pm 0,4$

5.2.2. Ensayo a escala campo para el tratamiento de residuos de cama profunda porcina a través del proceso de compostaje

La Tabla 12 muestra los resultados de los análisis físico-químicos para el compost porcino, realizado a escala campo. El material analizado presentó una elevada CE y un pH levemente alcalino.

Tabla 11: Caracterización fisicoquímica, microbiología y parasitológica del compost porcino. Valores de referencia según Normativas Internación y Nacional. Valores medios (n=3) $\pm$ Desviación estándar

Variables	Unidades	Compost Porcino	Normas Nacional / Internacional		
			Argentina ^(1,2)	Canad ⁽³⁾ / Tmecc ⁽⁴⁾	China ⁽⁵⁾
pH		8,3 $\pm$ 0,06	*	-	5,5-8,5
CE	dS m ⁻¹	5,53 $\pm$ 0,08	$\leq 4^a$	-	2
MO	%	28,2 $\pm$ 0,8	≥ 15	-	≥ 20
MS	%	78,8 $\pm$ 1,0	-	-	-
COT	%	14,1 $\pm$ 0,4	-	-	-
H	%	21,1 $\pm$ 1,0	*	-	-
PT	mg kg ⁻¹	10,2 $\pm$ 3,1	-	-	$\geq 0,3$
NT	%	1,0 $\pm$ 0,04	*	-	-
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	150 $\pm$ 0,9	-	-	-
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	58,8 $\pm$ 9,4	-	-	-
Cu	mg kg ⁻¹	15 $\pm$ 0,06	≤ 450	≤ 400	≤ 300
Mn	mg kg ⁻¹	315 $\pm$ 0,1	-	-	-
Fe	g kg ⁻¹	24,9 $\pm$ 2	-	-	-
Zn	mg kg ⁻¹	35 $\pm$ 0,06	≤ 1100	≤ 700	≤ 600
Ca	g kg ⁻¹	59 $\pm$ 5	$\geq 1\%$	-	-
Mg	g kg ⁻¹	200,5 $\pm$ 16,8	$\geq 0,05\%$	-	-
Na	mg kg ⁻¹	11464 $\pm$ 45,9	-	-	-
K	mg kg ⁻¹	15948 $\pm$ 98,7	-	-	≥ 1
Ca soluble	mg L ⁻¹	0,6 $\pm$ 0,2	-	-	-
Mg soluble	mg L ⁻¹	5,3 $\pm$ 0,5	-	-	-
K soluble	mg L ⁻¹	33 $\pm$ 4	-	-	-
Na soluble	mg L ⁻¹	33 $\pm$ 2,6	-	-	-
Zn soluble	mg L ⁻¹	0,5 $\pm$ 0,1	-	-	-
Mn soluble	mg L ⁻¹	0,9 $\pm$ 0,1	-	-	-
Cu soluble	mg L ⁻¹	0,1 $\pm$ 4,7	-	-	-
Fe soluble	mg L ⁻¹	26,4 $\pm$ 4,7	-	-	-
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹	0.55 $\pm$ 0.3	-	-	-

C/N	14,1	≤ 20	≤ 25	≤ 25
<i>Salmonella</i>	Ausencia	≤ 1	≤ 3	≤ 3
Coliformes Fecales	Ausencia	≤ 1000	≤ 1000	≤ 1000
<i>E. coli</i>	Ausencia	-	-	-
<i>Coccidios</i>	Presencia	-	-	-
<i>Helmintos</i>	Huevos L ⁻¹	Ausencia	≤ 1	-

⁽¹⁾ Normativa SENASA * No hay límite, a declarar a la autoridad ^(a) valores > 4 habrá restricciones de uso. ⁽²⁾ Marco Normativo Secretaría Ambiente y SENASA 1/2019. ⁽³⁾ CCME-Canadian Council of the Ministers of the Environment. Guidelines for Compost Quality. ⁽⁴⁾ TMECC. Test Methods for the examination of compost. ⁽⁵⁾ HKORC. Compost and Soil Conditioner Quality Standards, Hong Kong Organic Resource Centre.

Por otro lado, el material analizado presentó un bajo contenido de MO y altas concentraciones de Na, K, Mg y Ca. El análisis del agua del criadero contó con niveles aceptables de Na 161±1,7 mg/l y bajos niveles de K, Mg y Ca. Con respecto contenido de NT y PT, el compost finalizado se encontró bien provisto de estos nutrientes.

En lo que respecta a los parámetros de estabilidad y madurez, el compost estudiado se encontraba dentro de los valores recomendados tanto para el IRE, la relación C/N y NH₄⁺. Los parámetros de higienización (microbiológicos y parasitológicos) mostraron una buena *performance* del proceso, ya que no se evidenciaron presencia de patógenos, exceptuando la presencia de coccidios. También se observó un alto contenido de organismos de vida libre tales como ciliados (paramecios), ooquistes de pared ornamentada de 35 x 30 µm., y varios ooquistes no esporulados de contorno redondeado cuyo tamaño se encuentra entre 10,8 µm y 26 µm, posiblemente atribuibles a los géneros *Isospora* spp y *Eimeria* spp. También se observó un ooquiste ovalado de paredes gruesas y color pardo de 10 µm x 12,5 µm (Tabla 13).

Tabla 12: Presencia de formas parasitas y no parasitarias de interés biológico en las muestras sólidas analizadas.

Tipos Residuos	Tratamiento	Protozoarios no coccidios	Coccidios	Helmintos
Cama Profunda	Sin Tratamiento	Presencia	Presencia	Ausencia
Compost Porcino	Biológico (compostaje)	Ausencia	Presencia	Ausencia

Los elementos potencialmente tóxicos, se hallaron dentro de los valores permitidos por las normas de compost (Tabla 12).

5.3. TRATAMIENTO DEL EFLUENTE PORCINO

5.3.1. Ensayo a escala laboratorio para la selección del floculante y coagulante (*Jar Test*)

Durante el ensayo la eficiencia de remoción de diversos parámetros físico químicos en el efluente porcino, con diferentes dosis de coagulantes y floculantes. Los coagulantes utilizados fueron: cloruro férrico (FeCl_3) y sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) en las dosis de: 50, 100, 1500 y 2000 ppm. Para el caso de los floculantes se utilizó un polímero catiónico y un polímero aniónico en las dosis de: 50, 100 y 200 ppm. A continuación, en la tabla 14 se muestran los resultados obtenidos para cada tratamiento.

Tabla 13: Características físico-químicas del efluente porcino y efluente tratado con diferentes dosis de coagulantes y floculantes. La CE está expresada en mS cm^{-1} y la turbidez en % de NTU. Valores medios ($n=3$) $\pm$ Desviación estándar

Tratamientos		pH	CE	Turbidez
EP		$6,23 \pm 0,04$	$10,38 \pm 0,16$	$698 \pm 13,3$
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	D1	$6,11 \pm 0,06$	$8,08 \pm 0,03$	245 ± 23
	D2	$5,8 \pm 0,02$	$8,24 \pm 0,02$	$71,6 \pm 8,6$
	D3	$5,7 \pm 0,01$	$8,55 \pm 0,09$	$96,6 \pm 2,6$
	D4	$5,62 \pm 0,01$	$8,61 \pm 0,06$	$71,4 \pm 2,7$
FeCl_3	D1	$5,9 \pm 0,05$	$10,3 \pm 0,07$	$618 \pm 19,3$
	D2	$5,55 \pm 0,01$	$10,8 \pm 0,09$	$222 \pm 23,3$
	D3	$5,57 \pm 0,02$	$12,6 \pm 0,21$	$127 \pm 7,5$
	D4	$5,4 \pm 0,04$	$13,2 \pm 0,15$	$101,4 \pm 7,6$
Polímero Aniónico	D1	$6,64 \pm 0,04$	$9,5 \pm 0,07$	$586 \pm 15,9$
	D2	$6,5 \pm 0,02$	$9,6 \pm 0,03$	$665 \pm 11,0$
	D3	$6,6 \pm 0,01$	$9,6 \pm 0,01$	$617 \pm 3,6$
Polímero Catiónico	D1	$6,5 \pm 0,03$	$10,1 \pm 0,09$	$224 \pm 24,2$
	D2	$6,4 \pm 0,03$	$10,2 \pm 0,03$	466 ± 30
	D3	$6,5 \pm 0,03$	$10,1 \pm 0,01$	382 ± 19

(Coagulantes FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ D1: 50ppm, D2: 100ppm, D3: 1500ppm, D4: 2000 ppm)

Polimeros Aniónicos y Catiónicos D1: 50 ppm, D2: 100ppm, D3: 200ppm)

El porcentaje de remoción de la turbidez indica la eficiencia del proceso para remover las partículas en suspensión en el efluente sin tratar.

En la Figura 31, se observa que para el contenido de ST, la utilización del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las diferentes dosis, excepto entre la dosis D2 y D3 ($p < 0,05$). En cambio, cuando se ensayó el FeCl_3 , se pudieron observar diferencias significativas entre el contenido de ST del D1 con el D3 y el D4 ($p < 0,05$) el D2 con el D3 y el D4 ($p < 0,05$). Lo que indica que a baja dosis el coagulante presentó un mejor rendimiento. Diferente fue la *performance* del coagulante para la remoción de turbidez. En este parámetro la eficiencia en remoción fue mayor a mayor dosis utilizada (Figura 31).

Para el caso del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ los % de remoción más altos se dieron en la D2 y la D4; mientras que para el FeCl_3 fueron en la D3 y D4.

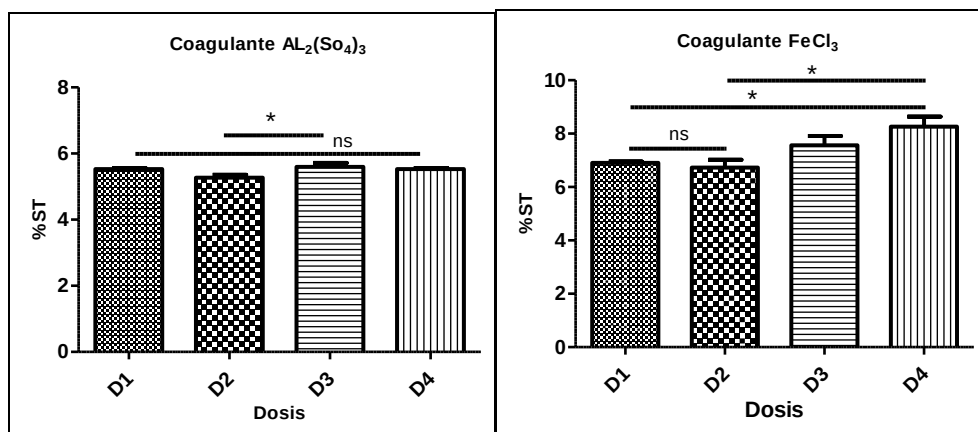


Figura 31: Concentración de sólidos totales (ST), expresados en % (p/p), para las distintas dosis de coagulantes utilizadas. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (Coagulantes FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ D1: 50ppm, D2: 100ppm, D3: 1500ppm, D4: 2000 ppm)

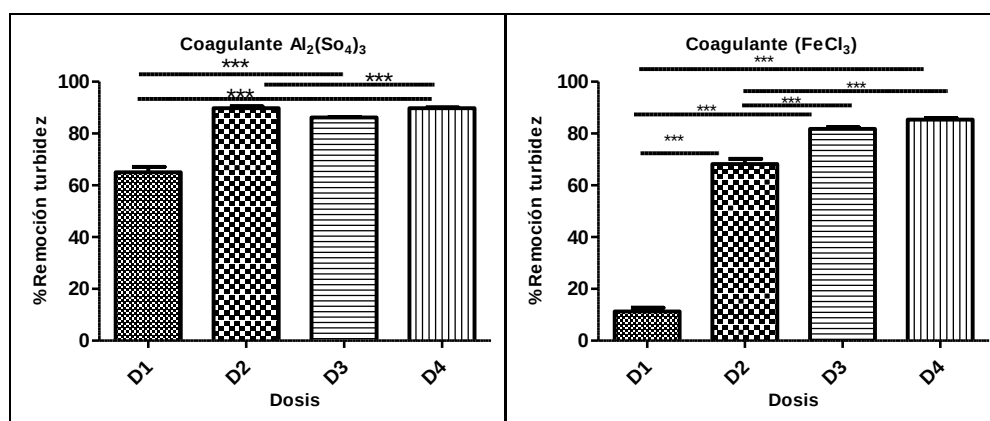


Figura 32: Remoción de turbidez (NTU) expresado en % (p/p) para las distintas dosis de coagulantes utilizadas. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (Coagulantes FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ D1: 50ppm, D2: 100ppm, D3: 1500ppm, D4: 2000 ppm)

En lo que respecta a los ensayos para la selección del floculante en la figura 32 se observan los % de remoción de turbidez para cada dosis y floculante seleccionado. Como puede observarse la eficiencia fue similar en las 3 dosis.

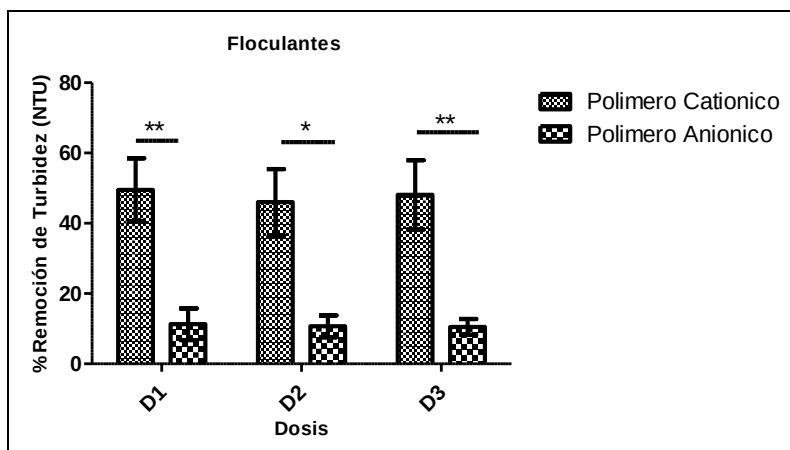


Figura 33: Remoción de turbidez (NTU) expresado en % para las distintas dosis de polímeros (floculantes) utilizados. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (Polímeros Aniónicos y Cationicos D1: 50 ppm, D2: 100ppm, D3: 200ppm)

5.3.2. Ensayo a escala piloto para la remoción de sólidos y nutrientes de efluentes porcinos a través de tratamiento físico químico y un dispositivo de geo-filtración

Este ensayo se realizó utilizando el dispositivo de filtración descrito en el punto 4.4.2.2. Para la realización del mismo se utilizó como coagulante el FeCl_3 y como floculante el polímero catiónico. Los tratamientos realizados fueron los siguientes:

T0: Efluente porcino sin tratamiento físico-químico.

T1: Efluente porcino filtrado por el dispositivo, pero sin agregado de coagulante ni floculante.

T2: Efluente porcino con el agregado de coagulante en una concentración de 1 mL L^{-1} de efluente y de floculante con una dosis de 9 mL L^{-1} de efluente y luego el filtrado mediante el dispositivo.

T3: Efluente porcino con el agregado de un 20% más de floculante y coagulante que el T2 y luego el filtrado mediante el dispositivo.

En la tabla 15 se muestran los resultados obtenidos para todos los tratamientos. El análisis estadístico mostró que hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos T₀ y T₂/T₃ en los siguientes parámetros: pH, DQO, Pt, CE, Nt, ST, SST, iones solubles (Ca, Cu, Mn, Mg), y para iones totales (Zn y Cu).

Tabla 14: Caracterización físico química del efluente porcino filtrado con adición de químicos y porcentajes de remoción. Valores medios (n=3) ± Desviación estándar

Variables	Unidades	Tratamiento sin Químicos			Tratamiento con Químicos			
		T0	Efluente filtrado (T1)	% Remoción	Efluente filtrado (T2)	% Remoción	Efluente filtrado (T3)	% Remoción
pH		5,78 ± 0,03	5,76 ± 0,01	-	5,27 ± 0,07	-	5,1 ± 0,02	-
CE	mS cm ⁻¹	3,80 ± 0,10	4,26 ± 0,04	-	4,64 ± 0,07	-	4,6 ± 0,02	-
SV	%	62,79 ± 2,70	52,51 ± 5,33	16,3	28,68 ± 9,70	54,3	16,7 ± 19,9	73,3
ST	%	0,71 ± 0,04	0,44 ± 0,03	38	0,33 ± 0,01	53,5	0,3 ± 0,07	53,5
SST	%	3,66 ± 0,76	2,47 ± 0,30	9	0,42 ± 0,16	88,5	0,5 ± 0,23	85,5
SSV	%	3,07 ± 0,74	2,03 ± 0,24	33,8	0,38 ± 0,14	87,6	0,3 ± 0,10	89,9
PT	mg L ⁻¹	59,44 ± 1,98	22,57 ± 15,78	62,02	17,5 ± 1,13	70,5	16,4 ± 0,98	72,3
NTK	%	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,00	0	0,04 ± 0,0	33,3	0,04 ± 0,0	33,3
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	0,04 ± 0,0	0,04 ± 0,00	0	0,04 ± 0,0	0	0,04 ± 0,0	0
Cu	mg L ⁻¹	0,55 ± 0,14	0,23 ± 0,01	58,18	0,05 ± 0,01	90,9	0,05 ± 0,01	90,9
Mn	mg L ⁻¹	0,43 ± 0,14	0,23 ± 0,03	46,5	0,32 ± 0,0	25	0,38 ± 0,11	11,6
Fe	mg L ⁻¹	2,58 ± 6,0	1,18 ± 7,6	54,2	3,26 ± 10,4	26,3	4,73 ± 4,7	83,3
Zn	mg L ⁻¹	0,78 ± 0,23	0,31 ± 0,06	60,2	0,10 ± 0,03	87	0,07 ± 0,02	91
Ca	mg L ⁻¹	24,67 ± 9,8	15 ± 1,0	39,1	14 ± 1,73	43,2	16,67 ± 3,79	32,4
Mg	mg L ⁻¹	11,33 ± 3,21	9,0 ± 1,0	20,56	9 ± 0,0	20,3	10,33 ± 2,31	8,8
Na	mg L ⁻¹	89,33 ± 22,2	74,33 ± 5,03	16,7	75 ± 1,0	16	83,33 ± 20,5	6,7
K	mg L ⁻¹	55,0 ± 16,46	42,33 ± 0,58	23	41,33 ± 1,53	24,8	47,33 ± 13,8	13,9
DQO	mg L ⁻¹	10131 ± 1036	8757 ± 604	13,5	5778 ± 377	42	6053 ± 327	40,2
Cu soluble	mg L ⁻¹	0,11 ± 0,0	0,11 ± 0,0	0	0,02 ± 0,01	81,8	0,03 ± 0,0	72,7
Salmonella		Ausencia	Ausencia	-	Ausencia	-	Ausencia	-
E. Coli		Presencia	Presencia	-	Presencia	-	Presencia	-
Helmintos	Huevos L ⁻¹	Presencia	Presencia	-	Ausencia	-	Ausencia	-
Coccidios		Presencia	Presencia	-	Ausencia	-	Ausencia	-

Los resultados obtenidos muestran que el agregado de coagulante y floculante como paso previo a la filtración mejora los rendimientos en la remoción de sólidos y algunos nutrientes. Sin embargo, con el agregado de un 20% más de aditivos químicos no mejoró significativamente la remoción de estos compuestos (Tabla 15 y Figuras 34, 35, 36, 37 y 38).

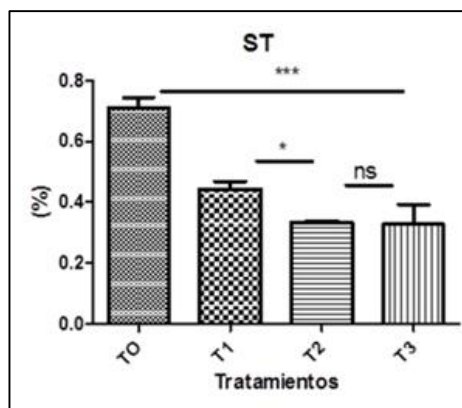


Figura 34: Concentración de sólidos totales (ST) expresadas en % (p/p). Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Bonferroni). (T0: efluente sin filtración y sin tratamiento físico-químico, T1: efluente con filtración y sin tratamiento, T2: efluente con filtración y tratamiento físico-químico, T3: efluente con filtración y tratamiento físico-químico)

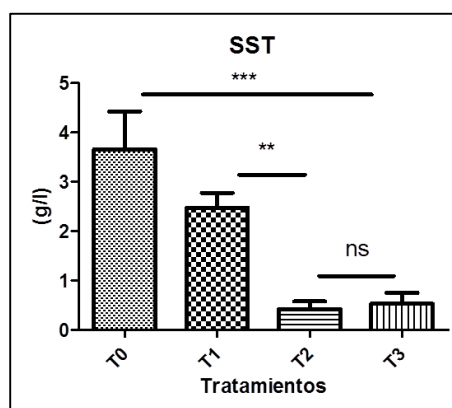


Figura 35: Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) expresado en g/l. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Bonferroni). (T0: efluente sin filtración y sin tratamiento físico-químico, T1: efluente con filtración y sin tratamiento, T2: efluente con filtración y tratamiento físico-químico, T3: efluente con filtración y tratamiento físico-químico)

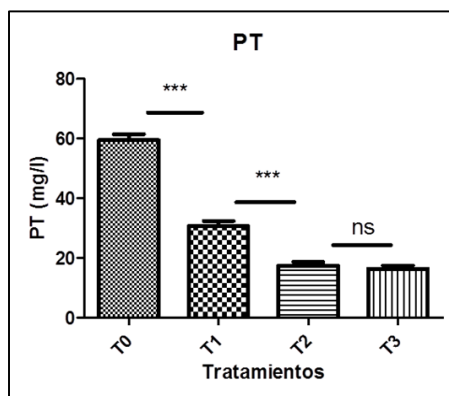


Figura 36: Valores promedio de fósforo total expresado en mg/l. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ns: no significativa (Test Bonferroni). (T0: efluente sin filtración y sin tratamiento físico-químico, T1: efluente con filtración y sin tratamiento, T2: efluente con filtración y tratamiento físico-químico, T3: efluente con filtración y tratamiento físico-químico)

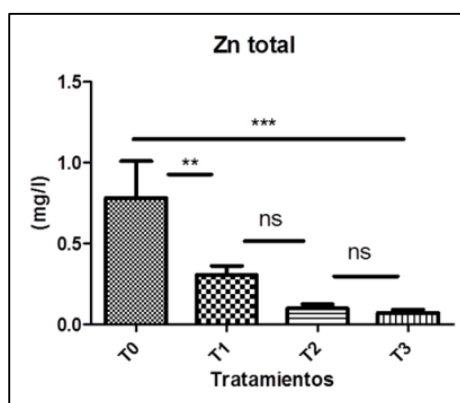


Figura 37: Valores promedio de zinc total expresado en mg/l. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Bonferroni). (T0: efluente sin filtración y sin tratamiento físico-químico, T1: efluente con filtración y sin tratamiento, T2: efluente con filtración y tratamiento físico-químico, T3: efluente con filtración y tratamiento físico-químico)

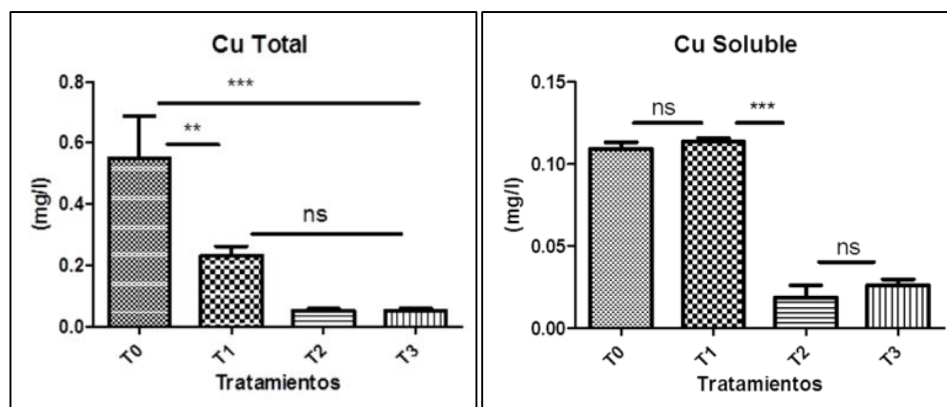


Figura 38: Valores promedio de cobre total y cobre soluble expresados en mg/L. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). *** $p < 0,0001$; ** $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Bonferroni). (T0: efluente sin filtración y sin tratamiento físico-químico, T1: efluente con filtración y sin tratamiento, T2: efluente con filtración y tratamiento físico-químico, T3: efluente con filtración y tratamiento físico-químico)

Por otro lado, al estudiar la remoción de la DQO, NTK y NH_4^+ , se hallaron bajos % de remoción. Este fenómeno se debe a que gran parte de la materia orgánica y del nitrógeno del efluente porcino se encuentran solubilizados dificultando la separación en fases mediante un tratamiento físico-químico.

Con respecto a los patógenos, pudo observarse que no hubo remoción de microorganismos (Coliformes fecales, *E. coli*). Sin embargo, la remoción de las formas parasitarias fue el 100% tanto para huevos de *helminos* como de *coccidios* (Tabla 15). Al observar la muestra de efluente con tratamiento previo se encontró, escasa presencia de formas parasitarias, entre ellas se observó un quiste de *Entamoeba suis* (*E. polecki*) de $16 \times 15 \mu\text{m}$ de diámetro (Figura 39), contorno redondeado, un solo núcleo, sin corpúsculos cromatoidales visibles, atribuible a un estadio de pre-quiste. También se encontraron unos pocos quistes de amebas, contorno redondeado y refringente de entre 13.4 y $14 \mu\text{m}$ (Tabla16).



Ooquiste de coccidio



Quiste *Entamoeba suis*



Huevo *Hymenolepis diminuta*



Ooquiste de coccidio



Quiste *Blastocystis sp.*



Huevo *Stephanurus dentatus*

Figura 39: Formas parásitas encontradas en los efluentes y sólidos porcinos. Fotografías propias.

Tabla 15: Presencia de formas parásitas y no parasitarias de interés biológico en las muestras líquidas analizadas.

Tipos Residuos	Tratamiento	Protozoarios no coccidios	Coccidios	Helminos
Efluente Porcino	Sin tratamiento	Presencia	Presencia	Presencia
Efluente porcino (Filtrado)	Físico-Químico y Filtración	Presencia	Ausencia	Ausencia

5.4. EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS ESTABILIZADOS

5.4.1. Escala laboratorio: incubación de suelos

Para realizar el ensayo de dinámica y evolución del C-CO₂, se trabajó con una dosis de NT (100 kg N ha⁻¹) y con los siguientes tratamientos: suelo con fertilización química con urea (Suelo + F), suelo con efluente porcino sin tratamiento (Suelo + EF), suelo con efluente porcino tratado mediante geofiltración (Suelo+ EFT), suelo con residuos sólidos provenientes de cama profunda sin tratamiento (Suelo + CP), suelo con residuos sólidos provenientes de cama profunda con tratamiento compost (Suelo + CO).

En la Figura 40 se muestra la evolución de la respiración microbiana acumulada durante las 14 semanas de ensayo, con la dosis de 100 Kg N ha⁻¹. Los tratamientos que mayor respiración microbiana presentaron fueron el suelo + CO (214,09 mg C-CO₂) y el Suelo + EFT (203,94 mg C-CO₂). Sin embargo, el análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre ninguno de los tratamientos.

Por otro, lado los tratamientos (Suelo + EF) y (Suelo + CP) evidenciaron valores de respiración microbiana de 155,9 mg C-CO₂ y 149,3 mg C-CO₂, respectivamente; mostrando valores intermedios entre los tratamientos (Suelo + CO) (Suelo + EFT).

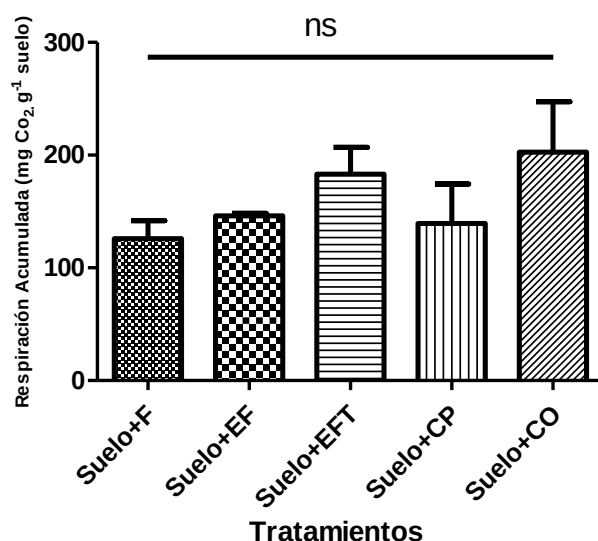


Figura 40: Evolución de la respiración microbiana acumulada durante 14 semanas. Dosis empleada 100 kg N ha⁻¹. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * p<0,05; ns: no significativa (Test Tukey). (Suelo+F: fertilización inorgánica, Suelo+EF: efluente porcino, Suelo+EFT: efluente porcino tratado, Suelo+CP: cama profunda, Suelo+CO: compost)

En la Tabla 17 se muestran los valores promedios del suelo analizado para cada tratamiento al finalizar el ensayo de incubación para la dosis de 100 Kg N. ha⁻¹.

Tabla 16: Valores promedios ($n=3$) $\pm$ Desviación Estándar, en el suelo al finalizar la incubación (dosis empleada 100 kg N. ha⁻¹).

		Suelo	Suelo+F	Suelo+EF	Suelo+EFT	Suelo+CP	Suelo+CO
pH	UpH	6,1 $\pm$ 0,1	6,8 $\pm$ 0,3	6,3 $\pm$ 1,4	4,8 $\pm$ 0,10	4,8 $\pm$ 0,2	5,1 $\pm$ 0,6
CE	uS cm ⁻¹	98,2 $\pm$ 10,4	815 $\pm$ 13	856 $\pm$ 31	857 $\pm$ 41	772 $\pm$ 27	872 $\pm$ 41
NT	%	0,1 $\pm$ 0,01	0,1 $\pm$ 0,0	0,1 $\pm$ 0,0	0,2 $\pm$ 0,02	0,2 $\pm$ 0,0	0,2 $\pm$ 0,0
NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	209 $\pm$ 30	103 $\pm$ 21	85,2 $\pm$ 20	42,8 $\pm$ 11,4	51,9 $\pm$ 4	53,7 $\pm$ 6,5
MO	%	5,7 $\pm$ 0,4	5,7 $\pm$ 0,2	5,6 $\pm$ 0,0	5,9 $\pm$ 0,2	5,9 $\pm$ 0,1	5,6 $\pm$ 0,2
COT	%	2,8 $\pm$ 0,2	2,8 $\pm$ 0,1	2,9 $\pm$ 0,0	2,9 $\pm$ 0,0	2,9 $\pm$ 0,0	2,8 $\pm$ 0,1

(Suelo+F: fertilización inorgánica, Suelo+EF: efluente porcino, Suelo+EFT: efluente porcino tratado, Suelo+CP: cama profunda, Suelo+CO: compost)

Para los suelos enmendados con efluente porcino, efluente tratado, cama profunda porcina y el compost el pH mostró en todos los casos valores ligeramente ácidos, Sin embargo, con el agregado de fertilizante inorgánico el suelo mostró un valor cercano a la neutralidad.

Por otro lado, la CE se vio ligeramente aumentada en todos los tratamientos con respecto al suelo control. Sin embargo, el valor registrado fue bajo registrándose valores menores a 1 mS cm⁻¹ para todos los tratamientos. Los tratamientos Suelo y Suelo + F fueron los que tuvieron la mayor concentración de NO₃⁻ y de forma decrecientes fueron los tratamientos Suelo + EF > Suelo + CO > Suelo + CP > Suelo + EFT.

Los valores promedios de DQO y DBO en este tipo de compuestos fueron elevados (Tablas 7 y 15), evidenciando un alto contenido de materia orgánica y, por lo tanto, una alta inestabilidad.

5.4.2. Escala ensayo de invernáculo

5.4.2.1. Cultivo flor de corte alelí

En este experimento se utilizó el compost elaborado con los residuos de la cama profunda obtenida en el 4.4.1.2. Las características físico químicas y biológicas del compost se encuentran descriptas en el punto 5.2.2. El ensayo se realizó en invernáculo, con plantas para flor de corte. Cada ensayo estaba conformado por cuatro tratamientos:

T1: 15 L m² o 8,7 kg m² de compost.

T2: 30 L m² o 17,4 kg m² de compost.

T3: 60 L m² o 34,7 kg m² de compost.

T4: sin incorporación de compost.

En la Tabla 18 se muestran los resultados obtenidos de las muestras de suelo de los canteros analizados luego de finalizado el cultivo de Alelí. En cuanto a los valores de pH (Tabla 9), todos los tratamientos que utilizaron compost presentaron valores de pH más bajos (6,6; 6,5 y 6,3 para T1, T2 y T3, respectivamente); encontrándose diferencias significativas entre todos los tratamientos, con respecto al control ($p < 0,05$).

Como puede observarse los tratamientos que tuvieron agregado de compost presentaron un incremento en la CE. El análisis estadístico mostró diferencias

significativas ($p < 0,05$) entre el T1 con respecto al T2 y al T3; y el T4 (control) con todos los demás tratamientos.

Por otro lado, en lo que respecta al aporte de nutrientes al suelo, al aumentar el porcentaje de compost agregado a las mezclas, las mismas presentaron mayor concentración de estos compuestos (Tabla 18). Se pudieron evidenciar altas concentraciones de S, Na y K en los tratamientos enmendados con compost porcino, sin embargo, debería prestar mayor atención a las altas concentraciones de los cationes Na y K, ya que éstos se encuentran asociados con la CE.

Tabla 17: Valores físico-químicos finales de los diferentes tratamientos con incorporación de compost en cultivo de Alelí. Valores medios ($n=3$) $\pm$ Desviación Estándar Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$).

Variables	Unidad	T1	T2	T3	T4
pH	UpH	6,6 b	6,5 b	6,3 c	7,3 a
CE	dS m ⁻¹	0,61 a	0,97 b	2,18 c	0,49 d
NTK	%	0,27 b	0,27 b	0,39 a	0,25 a
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	2040 b	3150 b	3430 b	1570 a
Mg	mg L ⁻¹	22 ab	44 b	1200 c	33 a
K	mg L ⁻¹	2540 a	3550 a	46550 b	3550 c
Na	mg L ⁻¹	3620 ab	4510 bc	3850 c	1500 a
Zn	mg L ⁻¹	8 b	7 b	8 a	10 b
Mn	mg L ⁻¹	3 a	4 ab	8 b	4 ab
Cu	mg L ⁻¹	2 a	2 a	2 a	2 a
S	mg L ⁻¹	480 b	620 bc	1020 c	70 a
Ca	mg L ⁻¹	26 ab	46 b	1363 c	11 a

(T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3:60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

Con respecto al Ca y Mg las concentraciones halladas para el T4 fueron muy bajas (Tabla 18), mientras que en los tratamientos con adición de compost estos iones aumentaron su concentración, hasta alcanzar valores aceptables. En la Figura 41 se observan las concentraciones de P para cada uno de los tratamientos evaluados. Puede evidenciarse un incremento en la concentración de P en los tratamientos correspondientes al incremento en la aplicación de compost (T1:754,3; T2:856,7; T3:1161 y T4:355,3 g L⁻¹), mostrando diferencias significativas ($p < 0,05$) en todos los tratamientos.

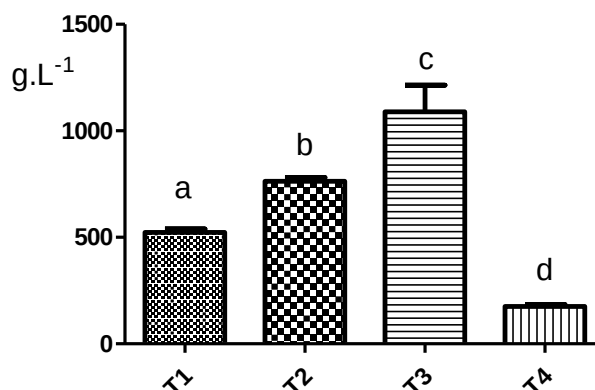


Figura 41: Concentración de fósforo (g L^{-1}) en el suelo, con incorporación de compost en cultivo de Alelí. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

En las Figuras (42, 43 y 44) se muestran los parámetros evaluados sobre las plántulas de *Matthiola incana* (longitud de inflorescencia, peso de la vara y números de flores). Los T1 y T2 no presentaron diferencias significativas con respecto al T4 en lo que respecta al número de flores y el peso de vara. Mientras que en lo que respecta al parámetro evaluado del tamaño de inflorescencia, pudieron evidenciarse diferencias significativas para todos los tratamientos con respecto al control (T4), viéndose un menor rendimiento en los tratamientos con aporte de compost.

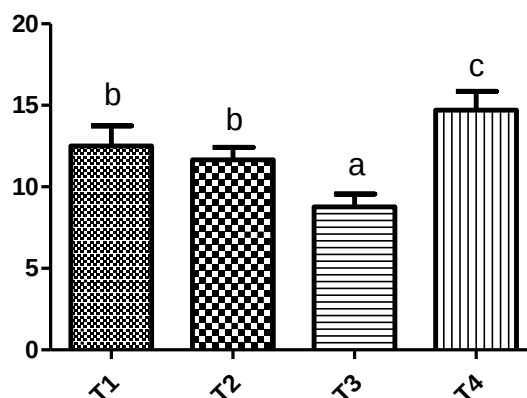


Figura 42: Longitud de inflorescencia (cm) en plantas de Alelí con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

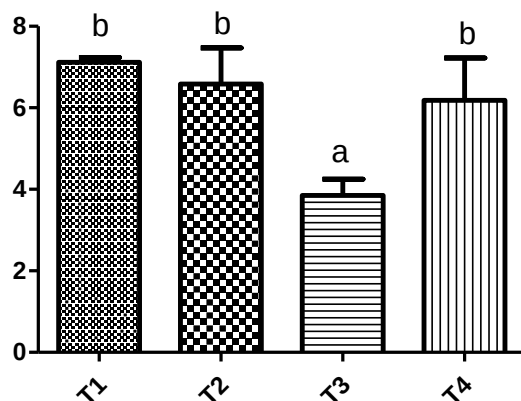


Figura 43: Número de flores medido en la inflorescencia en plantas de Alelí con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3: 60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

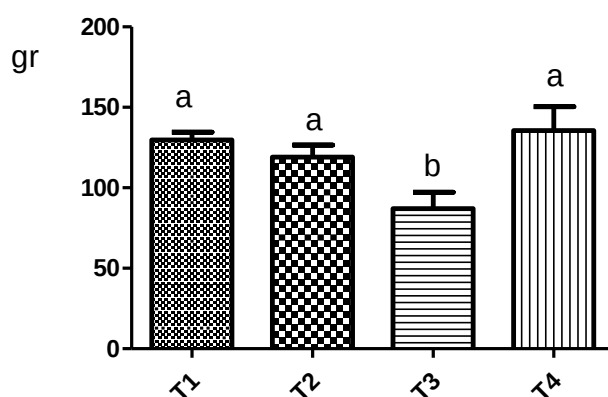


Figura 44: Peso de vara (gr.) en plantas de Alelí con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3: 60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

Por otro lado, se realizó un análisis foliar de P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn y Na. Los resultados mostraron que no se hallaron diferencias significativas entre ninguno de los tratamientos (datos no mostrados), excepto por el Cu foliar. En la figura 45 se muestran los resultados obtenidos del análisis foliar para el Cu. Como puede observarse, los T1 y T2 presentaron una mayor concentración de Cu, siendo de 3,88 y 3,23 mg kg⁻¹, respectivamente.

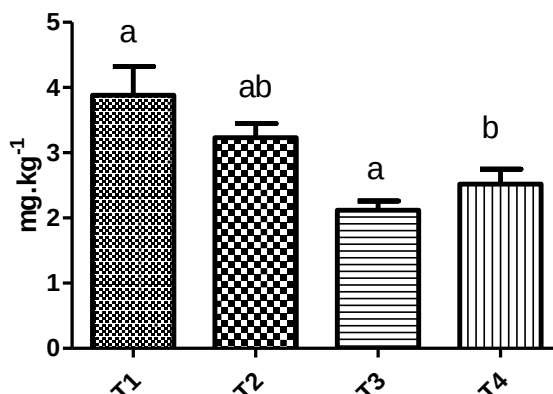


Figura 45: Concentración de Cu (mg.kg^{-1}) materia seca foliar en plantas de Alelí con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

5.4.2.2. Cultivo flor corte girasol

En este ensayo se utilizó compost obtenido del tratamiento del residuo de cama profunda porcino (punto 4.4.1.2.) en diferentes proporciones para el crecimiento y desarrollo del girasol ornamental (*Helianthus annuus*). Las características del compost utilizado son mostradas en el punto 5.2.2. El ensayo se realizó bajo invernáculo, se realizaron cuatro tratamientos:

Tratamiento 1(T1): 15 L m^2 de compost.

Tratamiento 2 (T2): 30 L m^2 de compost.

Tratamiento 3 (T3): 60 L m^2 de compost.

Tratamiento 4 (T4): sin incorporación de compost.

En la Figura 46 se muestra el valor de la CE en las muestras de suelo extraídas de los canteros, al finalizar el cultivo de girasol. Como pueden observarse los tratamientos que tuvieron agregado de compost, presentaron un incremento en la CE, siendo el T3 el que mayor valor de CE alcanzó. El análisis estadístico, mostró diferencias significativas entre el T3, con respecto a los T1, T2 y T3 ($p < 0,05$). Por otro lado, todos los tratamientos, exceptuando el T4, presentaron valores de CE mayores a 1 dS m^{-1} .

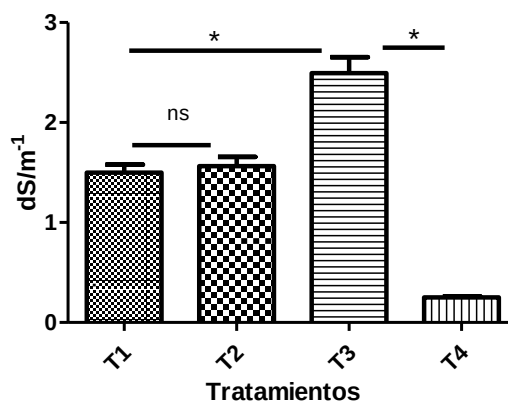


Figura 46: Valores promedio de CE (dS/m^{-1}) en suelo, con incorporación de compost en cultivo de Girasol. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p < 0,05$; ns: no significativo (Test Tukey). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

En la Figuras 47 y 48 se muestran los valores obtenidos de P Bray y de NO_3^- en las muestras de suelo al finalizar el cultivo. Como puede observarse las concentraciones de P Bray fueron aumentando con respecto a la mayor dosis de compost agregado. Al realizar el análisis estadístico pudo evidenciarse que el T4 presentó diferencias significativas con todos los tratamientos ($p < 0,05$), por su lado el T3 presentó diferencias significativas con el T1 y el T2 ($p < 0,05$), mientras que el T1 y T2 no presentaron diferencias significativas entre ellos ($p > 0,05$).

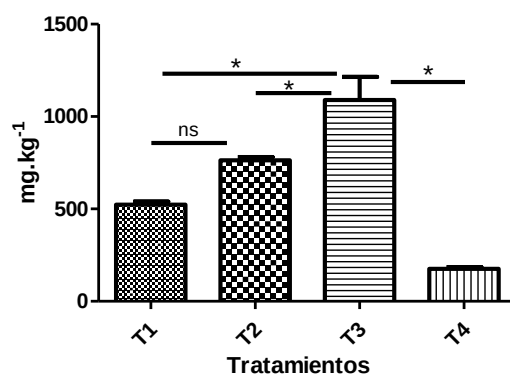


Figura 47: Valores promedio de P Bray (mg.Kg^{-1}) en suelo con incorporación de compost en cultivo de Girasol. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p < 0,05$; ns: no significativo (Test Tukey). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

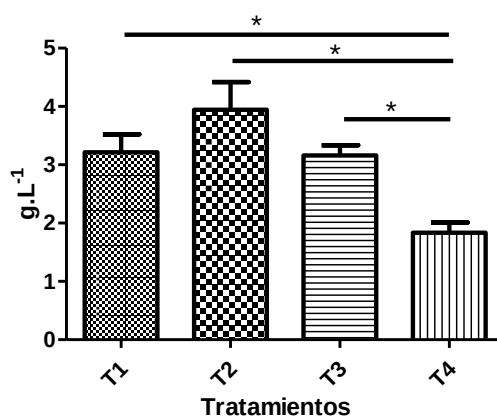


Figura 48: Valores promedio de NO_3^- en suelo con incorporación de compost en cultivo de Girasol. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3: 60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

Con respecto a los NO_3^- todos los tratamientos con incorporación de enmiendas orgánicas tuvieron mayores concentraciones en comparación con el T4 diferenciándose estadísticamente ($p < 0,05$). Sin embargo, el tratamiento (T2) con la dosis intermedia de agregado de compost logró la mayor acumulación de NO_3^- en el suelo al finalizar el cultivo.

En las Figuras (49, 50 y 51) se muestran los parámetros evaluados sobre las plántulas de *Helianthus annuus* (longitud de vara, peso de vara, diámetro de flor). Con respecto a la longitud de vara el T0 logró la mayor altura diferenciándose estadísticamente de los demás tratamientos ($p < 0,05$). Por otro lado, los tratamientos con agregado de compost, el T1, fue el que logró la mayor altura, diferenciándose estadísticamente con el T2 y el T3 ($p < 0,05$). En relación al peso de la vara no hubo diferencias entre el tratamiento T1 y T4 logrando similares pesos de vara, sin embargo, los tratamientos con mayor agregado de compost (T2 y T3), presentaron al igual que para el parámetro anteriormente analizado, menor rendimiento que el T4. Al registrar el diámetro de la inflorescencia, el T4 presentó el mayor diámetro, presentando diferencias significativas con el T1, T2 y T3 ($p > 0,05$). Nuevamente aquí, se evidencia que el agregado de compost afectó negativamente el desarrollo de los parámetros evaluados sobre las plántulas.

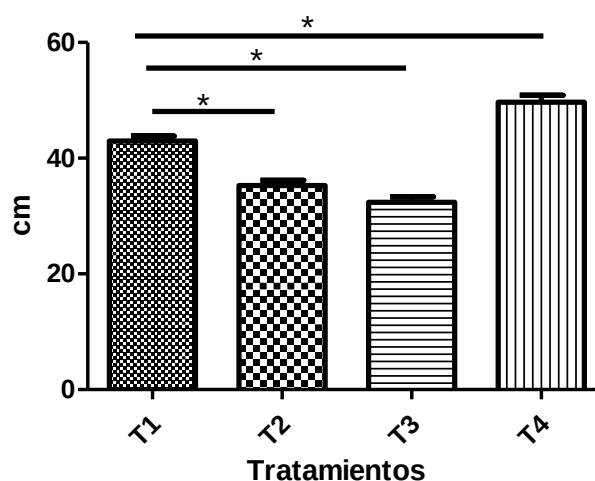


Figura 49: Valores promedio de longitud (cm) de vara, en plantas de Girasol con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3: 60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

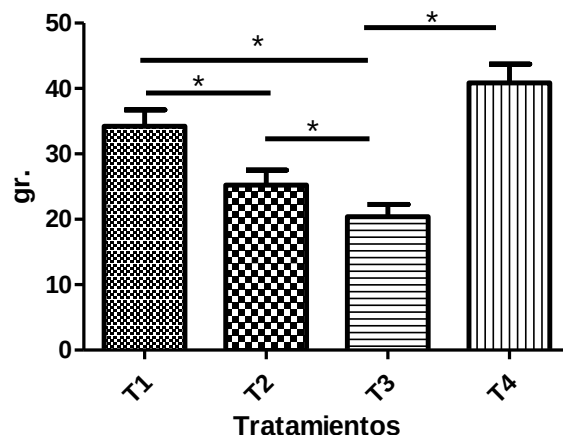


Figura 50: Valores promedio de peso vara (gr.), en plantas de Girasol con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3:60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

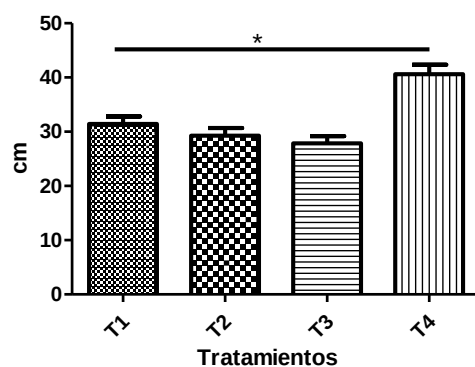


Figura 51: Valores promedio de diámetro de flor (cm) en plantas de Girasol con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m² compost, T2: 30 L.m² compost, T3:60 L.m² compost, T4: Sin incorporación compost)

Se realizaron análisis foliar de P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Cu y Na, sin encontrarse diferencias significativas entre tratamientos (dato no mostrado), excepto por el P y Zn (Figuras 52 y 53) foliar. Los tratamientos que tuvieron mayor incorporación de compost (T₃) contaron con mayores concentraciones de Zn y P diferenciándose estadísticamente ($p < 0,05$) del T₄.

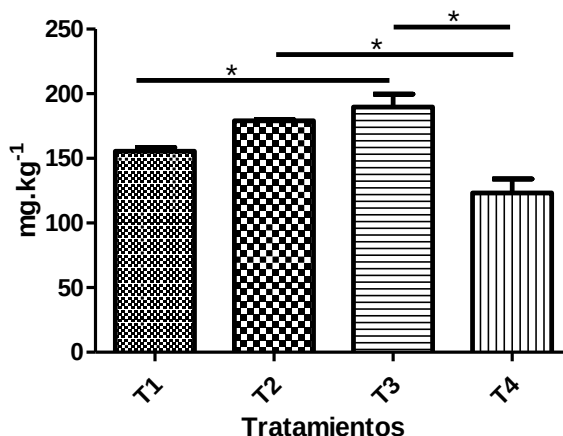


Figura 52: Concentración de Zn (mg.kg^{-1}) en materia seca foliar en plantas de Girasol con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p<0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3:60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

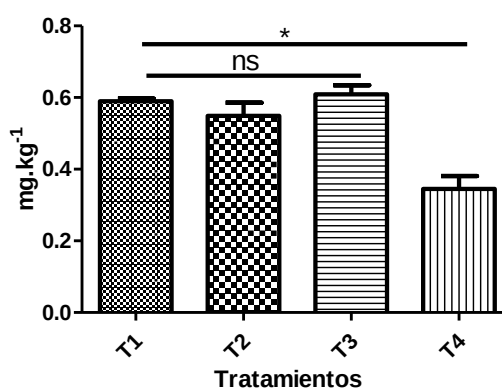


Figura 53: Concentración de P (mg.kg^{-1}) en materia seca foliar en plantas de Girasol con incorporación de compost. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p<0,05$; ns: no significativa (Test Tukey). (T1: 15 L.m^2 compost, T2: 30 L.m^2 compost, T3:60 L.m^2 compost, T4: Sin incorporación compost)

5.4.3. Escala campo:

5.4.3.1. Cultivo de Maíz

En este ensayo se utilizó EP, ET, CP, CCP para fertilizar un suelo con un cultivo de maíz. El ensayo se realizó a escala campo con cinco tratamientos:

Tratamiento 1: (cama profunda) (CP).

Tratamiento 2: (compost de cama profunda) (CCP).

Tratamiento 3: (efluente porcino) (EP).

Tratamiento 4: (efluente tratado) (ET).

Tratamiento 5: (testigo fertilización inorgánica) (TFI).

La Tabla 19 muestra las características físico-químicos de productos utilizados para la fertilización del suelo. El EP presentó un pH ligeramente neutro y una alta concentración de MO, nutrientes. Con respecto al ET, puedo evidenciarse una reducción del 40% de la

DQO, sin embargo, no se evidenciaron disminuciones de los parámetros de CE, PT y NH_4^+ , posiblemente debido a la solubilidad de estos compuestos en el agua. Por otro lado, la CE fue elevada, tanto para los efluentes tratados y sin tratar como para el residuo proveniente de la cama profunda porcina y para el compost porcino.

Tabla 18: Caracterización Fisicoquímica inicial de los efluentes y sólidos porcinos previos aplicados al suelo. Valores medios ($n=3$) $\pm$ Desviación Estándar

		EP	ET	CP	CCP
P	mg L ⁻¹	93,41 $\pm$ 13,2	104 $\pm$ 8,6	*2,18 $\pm$ 0,29	*10,2 $\pm$ 3,1
PH	UpH	6,3 $\pm$ 0,0	6,1 $\pm$ 0,0	7,9 $\pm$ 0,1	6,6 $\pm$ 0,0
CE	ms cm ⁻¹	15,8 $\pm$ 0,0	16 $\pm$ 0,0	4,4 $\pm$ 0,4	3,7 $\pm$ 0,0
NH_4^+	mg L ⁻¹	1836 $\pm$ 27	1807 $\pm$ 28	596,6 $\pm$ 11,7	58,8 $\pm$ 9,4
NT	%	0,24 $\pm$ 0,0	0,23 $\pm$ 0,0	0,75 $\pm$ 0,0	1,0 $\pm$ 0,0
SV	%	70 $\pm$ 1,3	66 $\pm$ 0,3	-	-
ST	%	1,7 $\pm$ 0,1	1,7 $\pm$ 0,0	-	-
DQO	mg L ⁻¹	31873 $\pm$ 581	19100 $\pm$ 444	-	-
DBO	mg L ⁻¹	9954 $\pm$ 2,8	9518 $\pm$ 5,6	-	-
MO	%	-	-	20,5 $\pm$ 8,8	28,2 $\pm$ 0,8
COT	%	35 $\pm$ 0,7	33 $\pm$ 0,2	10,2 $\pm$ 0,4	14,1 $\pm$ 4,4

* mg g⁻¹ (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda)

No se evidenciaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos ($p>0,05$) en el suelo, para las variables CE, pH y MO luego del cultivo de maíz.

En las Figuras 54 y 55 se muestra el contenido de NT y NO_3^- en el suelo para cada uno de los tratamientos. Como puede observarse el contenido de NT en el suelo incrementó en los tratamientos de EP y CP, presentando diferencias significativas con los demás tratamientos evaluados. Con respecto a la variable NO_3^- , no se observaron diferencias entre los tratamientos, sin embargo, al igual que para el caso del NT, se ve una tendencia de una mayor concentración de NO_3^- para el tratamiento de CP.

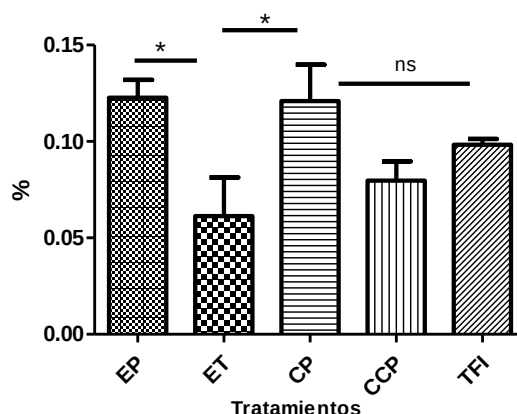


Figura 54: Valores promedio de NT (%) en el suelo con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento ($n=3$). * $p<0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

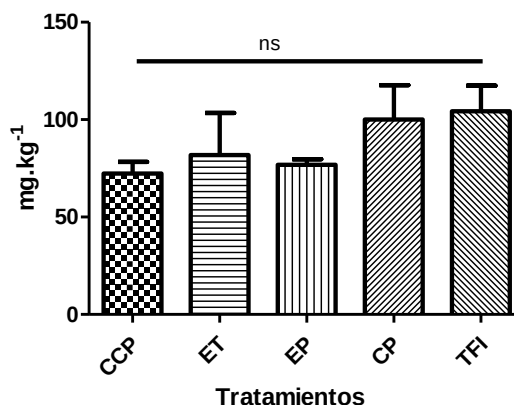


Figura 55: Valores promedio de NO₃⁻ en suelo profundidad 0-20 cm con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

En la Figura 56 se muestran los resultados obtenidos para el P Bray en el suelo. Como puede observarse la concentración de fósforo disponible varió entre todos los tratamientos, viéndose mayores valores en aquellos tratamientos que tuvieron una incorporación de productos no estabilizados (EP y CP) ($p < 0,05$).

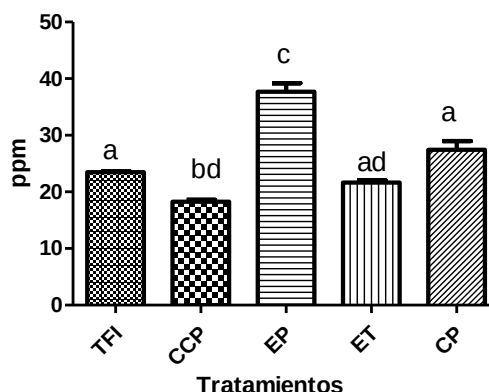


Figura 56: Valores promedio de P Bray en el suelo 0-20 cm de profundidad con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Tukey ($p < 0,05$). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

En la Figura 57 se muestran los resultados obtenidos para el Zn en el suelo. Como pueden observarse los tratamientos CP, ET y EP fueron los que mayores concentraciones presentaron, diferenciándose estadísticamente del resto de los tratamientos. ($p < 0,05$).

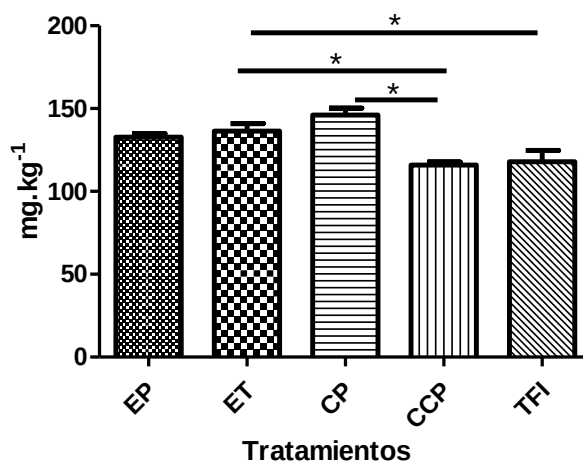


Figura 57: Valores promedio de Zn (mg.kg⁻¹) en suelo con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

Al analizar la concentración de Na en el suelo (Figura 58), se evidencia el mismo fenómeno del Zn, en donde los tratamientos con aporte de los productos EP, ET y CP fueron los que mayor concentración presentaron, nuevamente aquí se vieron diferencias significativas con los otros tratamientos ($p < 0,05$).

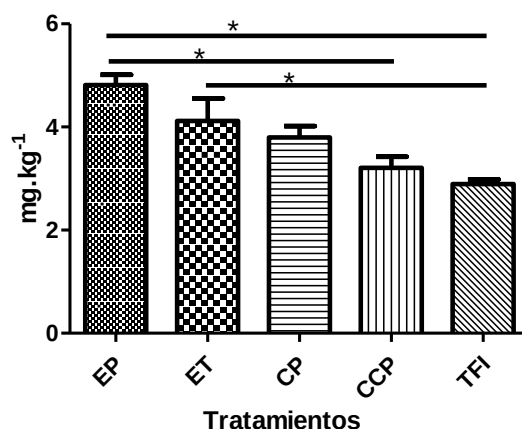


Figura 58: Valores promedio de Na (mg.kg⁻¹) en suelo con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativas. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

Con respecto a los rendimientos del cultivo de maíz (Figura 59), no se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos, sin embargo, pudieron evidenciarse tendencias favorables en los tratamientos con los productos estabilizados (ET y CCP). La diferencia entre los rendimientos ET y CCP fue cercana a los 900 y 1500 kg. ha⁻¹ respectivamente.

Con respecto a los valores de pH y CE (Figura 60 y 61) no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

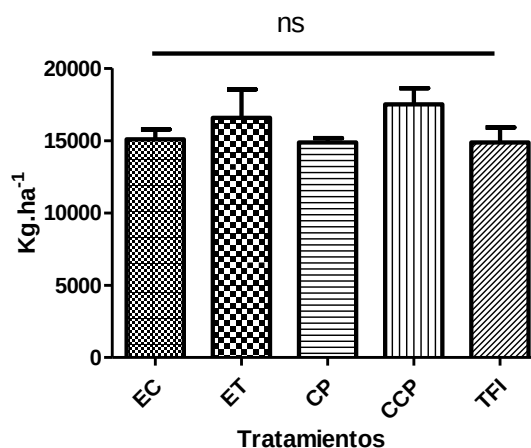


Figura 59: Valores promedio de rendimiento (kg.ha⁻¹) con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * p<0,05; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

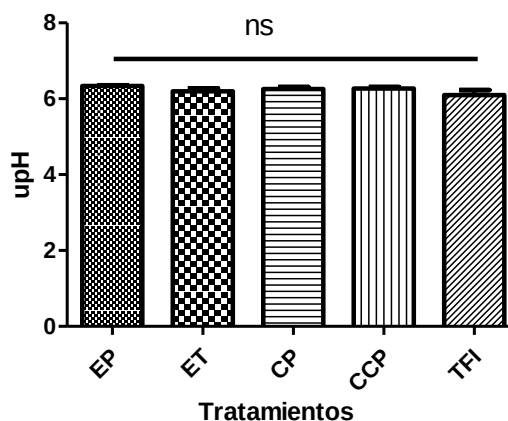


Figura 60: Valores promedio de pH en suelo con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * p<0,05; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

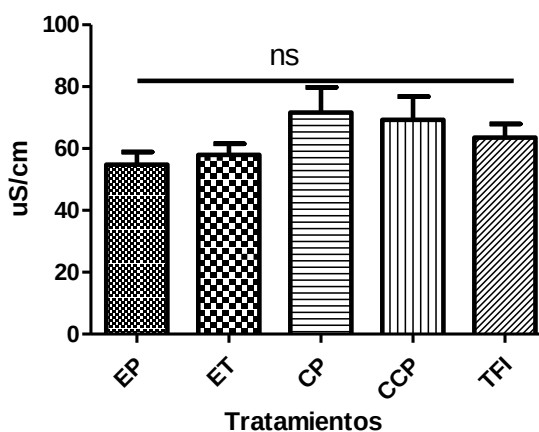


Figura 61: Valores promedio de CE (uS/cm) en suelo con incorporación de efluentes y sólidos porcinos en cultivo de maíz. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

Por otro lado, se realizó el análisis foliar para P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn y Na, al analizar los datos no se hallaron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$) (dato no mostrado), excepto para Zn (Figuras 62). Como puede observarse las mayores concentraciones de Zn fueron encontradas en las hojas de las plantas obtenidas en el TFI. Por otro lado, las plántulas con menor concentración de estos cationes fueron los tratamientos con agregado de los residuos sólidos (CP y CCP).

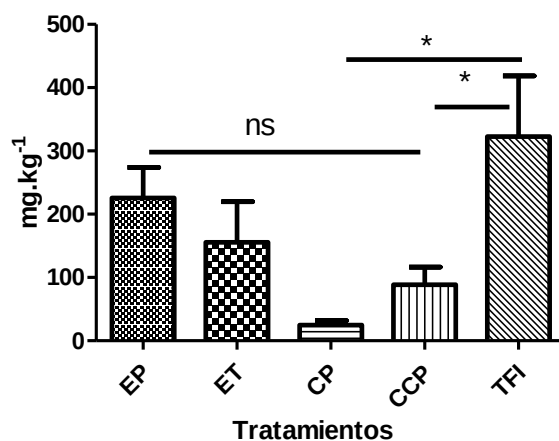


Figura 62: Valores promedio de Zn (mg.kg⁻¹) en materia seca foliar en plantas de maíz, con incorporación de efluentes y sólidos porcinos. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=3). * $p < 0,05$; ns: no significativa. (Test Tukey). (EP: Efluente porcino sin tratamiento, ET: Efluente porcino tratado, CP: Cama profunda, CCP: Compost de cama profunda, TFI: Testigo fertilización inorgánica)

DISCUSIÓN

6. DISCUSIÓN

6.1. CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LOS EFLUENTES Y RESIDUOS PORCINOS

Los animales en confinamiento y, especialmente, los monogástricos (porcinos), son dependientes de la composición de su alimento balanceado y, en especial, de las proteínas. Por eso, en la dieta deben incorporarse los 10 aminoácidos esenciales como: lisina, metionina, triptófano, treonina y arginina. Los mismos son primordiales y deben ser suplementados debido a que la proteína aportada por los cereales, es deficiente en estos compuestos. Por ello, se recomienda utilizar en la nutrición animal valores obtenidos en la digestión “ideal”, como una estimación más precisa para optimizar la eficiencia alimenticia. Sin embargo, en muchas ocasiones se pueden llegar a sobreestimar el contenido de los nutrientes que pueden ser metabolizados y, en consecuencia, se observar un impacto directo en la concentración de nutriente en el efluente. (Pinelli-Saavedra *et al.*, 2012).

En los efluentes el nitrógeno se presenta mayormente en forma amoniacal, siendo un 66 % del nitrógeno total, el cual procede fundamentalmente de la descomposición de la urea (Duthion *et al.*, 1979). Esto es debido a que el nitrógeno excretado en forma ureica (provenientes de la orina) se degrada rápidamente dentro de la fosa de almacenamiento a nitrógeno amoniacal; sin embargo, el nitrógeno orgánico (proveniente de la materia fecal) sufre una degradación lenta. Por lo tanto, el contenido de nitrógeno amoniacal en la fosa de almacenamiento, irá aumentando con el tiempo de permanencia, mientras que el nitrógeno orgánico irá disminuyendo lentamente (Sánchez & González, 2005). En purines con altos contenidos de materia seca, el nitrógeno orgánico será mayor, ya que éste se encuentra mayormente en la fase sólida (Leirós de la Peña *et al.*, 1983). Con lo que respecta al residuo proveniente de la cama profunda porcina, pudo observarse que el contenido de NT fue menor al del efluente. Este fenómeno, seguramente se da debido a la mezcla con el material de la cama, lo cual produjo la menor concentración de este compuesto en la mezcla del residuo analizado.

En los efluentes líquidos los valores de CE fueron elevados y similares a los resultados observados por otros investigadores (Piccinini & Bortone, 1991; Kirchmann & Witter, 1992; Scotford *et al.*, 1998a, b). Consecuentemente, los altos niveles de CE se asocian a altos valores de concentración de Na y K, ambos asociados de manera directa a la conductividad eléctrica. Scotford *et al.*, 1998 y Sanchez & González, 2005 encontraron concentraciones de K similares a la encontradas en este estudio, al analizar efluentes de cerdos en confinamiento. Tanto el K como el Na son agregados a las dietas con la finalidad de mejorar la tasa de crecimiento y evitar posibles síntomas debido al déficit de estos minerales. Como un porcentaje del contenido total de Na y K consumido en la ración, se estima que el cerdo excreta 66 % Na y 59 % K. En otro estudio, los efluentes provenientes de la última etapa de crianza (terminación) presentaron mayores concentraciones de Na, probablemente debido a la ingesta de cloruro de sodio para mejorar la retención de agua en el animal antes de la faena (Morales *et al.*, 2008). Sin embargo, al estudiar la CE del residuo proveniente de la cama profunda, se evidenciaron valores de CE más bajos que los hallados en los efluentes líquidos, aquí nuevamente al igual que en el caso del NT, se observar un efecto de dilución de la CE, debido al aporte de material de la cama.

Los valores de PT encontrados en este estudio fueron menores a los encontrados por otros investigadores al analizar este tipo de efluentes (Sánchez & González, 2005; Scotford *et al.*, 1998; Plaza *et al.*, 1999). Sin embargo, las concentraciones de PT observadas en los efluentes y el residuo proveniente de la cama profunda porcina fueron elevados. Esto significa que un vuelco sin un tratamiento previo que reduzca las cargas contaminantes puede producir perjuicios en el ambiente. Se estima que cerca del 80 % de la fracción del PT consumida se excreta en el estiércol, debido a la baja eficiencia de utilización del P en la dieta (Knowlton *et al.*, 1999). El exceso de PT total en la alimentación animal es una práctica común e impacta directamente elevando la concentración de PT en el estiércol (Wang *et al.*, 2011). Las altas concentraciones de fósforo en el excremento porcino se deben en parte, al consumo de ácido fítico. El ácido fítico es un ácido orgánico que contiene P en su estructura química y que se encuentra presente en los vegetales, sobre todo en semillas y fibra. La mayoría de los animales no rumiantes, como el cerdo, son alimentados principalmente con cereales como el maíz y la soja. Dado que el fósforo del fitato de estos alimentos no está disponible para la absorción intestinal por estos animales no rumiantes, el fitato no absorbido pasa a través del tracto gastrointestinal, elevando la cantidad de PT en el efluente. Otras investigaciones mencionan que más del 48 % del PT en el estiércol de cerdo se encuentra como P soluble en agua, siendo éste factible a ser perdido en el ambiente (Li *et al.*, 2014). Wang *et al.* (2011) reportaron que, en el año 2006, 1582 Gg de P provenientes de residuos animales, probablemente se perdieron en el ambiente en China, siendo este dato una advertencia de la amenaza de la pérdida de la calidad del agua en el país asiático (Wang *et al.*, 2011). Por todo lo expuesto, se hace importante estudiar y llevar a cabo prácticas para reducir las pérdidas de fósforo en el estiércol a escala de granja, como así también la modificación en las dietas animales, almacenaje y aplicación a campo (Li *et al.*, 2014).

Una de las mayores complejidades que presenta este tipo de efluentes radica en la alta solubilidad de la materia orgánica, debiéndose gran parte al tipo de manejo y el tiempo por períodos prolongados de almacenamiento en las fosas antes de ser extraídos para su disposición, permitiendo de esta manera la solubilización de la materia orgánica en suspensión. En el presente estudio se hallaron altas concentraciones de DQO y DBO, coincidiendo con los observados por otros autores al analizar este tipo de efluentes (Moral *et al.*, 2005; Robert Pullés *et al.*, 2010). Por otro lado, se analizó la relación DBO/DQO, mostrando un valor de 0,58. Ekama *et al.*, 2007, menciona que valores mayores a 0,40 de esta relación corresponden a efluentes con una buena biodegradabilidad, haciendo factible su tratamiento por métodos biológicos.

Las concentraciones observadas en el efluente de Cu y Zn en diversos estudios, son extremadamente amplias dependiendo de la edad de los cerdos y las cantidades de Zn o Cu añadidos en las raciones. Algunos estudios han informado que la presencia de Cu en los alimentos generalmente disminuye a medida que aumenta la edad (Nicholson *et al.*, 1999). López-Alonso *et al.* (2000) demostraron que los suplementos de Cu y Zn en altas cantidades (150–250 ppm de CuSO_4 y 2500–3000 ppm de ZnSO_4) estimulan el crecimiento sin producir ningún efecto tóxico al animal. Sin embargo, estos compuestos son excretados a través del estiércol y la orina entre un 80-95% de Cu y Zn, aumentando la peligrosidad de su vuelco al ambiente (Unwin, 1977). En el presente estudio las concentraciones halladas de Cu y Zn en los efluentes y en el residuo de cama profunda porcina fueron elevados, encontrándose muy cerca del límite permitido para el vuelco a cuerpo de agua (Resolución Prov. Bs. As.).

En los efluentes y residuos porcinos pueden encontrarse bacterias patógenas para humanos y animales, siendo de especial interés la presencia de *Salmonella* spp. Este

microorganismo es uno de los principales agentes de enfermedades transmitidas por alimentos y puede ser habitante normal del tracto digestivo de animales que incluyen aves (siendo el pollo un importante reservorio), bovinos, y porcinos entre otros (Carrascal, 2011). Con respecto a los requisitos sanitarios en el presente estudio se evidenció la presencia de Coliformes fecales, *Salmonella* spp. y de *E. coli*. En otra investigación, Beily *et al.*, (2015) halló la presencia de estos patógenos en concentraciones similares a los observados en el presente estudio; sin embargo, González Martineaux (2005) reportó concentraciones de 10^8 y 10^7 (NMP/100mL) de fecales y *E. coli* siendo superiores a las halladas en el presente estudio. Los resultados encontrados demuestran la necesidad de llevar adelante un tratamiento de los efluentes y residuos sólidos previo a su descarga al ambiente.

Una de las principales preocupaciones en la intensificación animal es el aumento en la supervivencia o la capacidad de recuperación de estos patógenos, muchos de los cuales son agentes zoonóticos peligrosos para los animales en producción y su posibilidad de transmisión en la cadena alimentaria (Astals *et al.*, 2012). Además, pueden contaminar el suelo, los productos frescos, las aguas superficiales y subterráneas y los suministros de agua potable (Venglovsky *et al.*, 2009). El riesgo de transmisión de microorganismos infecciosos debe tenerse en cuenta al utilizar el estiércol sin un tratamiento previo (Vanotti *et al.*, 2007). Diversos estudios han demostrado la persistencia de diversos agentes patógenos bacterianos en los efluentes y estiércoles animales en condiciones típicas de las granjas intensificadas. Esto se puede extender cuando las temperaturas son bajas, la humedad sigue siendo óptima y no se utilizan sistemas de aireación. Astals *et al.* (2012) evaluaron la supervivencia de la *Salmonella* y *E. Coli* O157: H7 en estiércoles animales y lodos, encontrando que se lograban persistencias de estos patógenos entre 4 a 6 meses cuando las temperaturas ambientales rondaban los 1 - 9 °C, lo que es hasta 49 veces más tiempo de supervivencia que en condiciones de 40 - 60 °C de temperatura ambiental. Kudva *et al.* (1998) estudiaron la supervivencia de la *E. coli* O157:H7 en estiércoles y efluentes ovinos y bovinos. En ese estudio se encontró que el patógeno puede sobrevivir por más de 1 año en pilas de estiércol ovino no aireadas expuestas en condiciones ambientales, mientras que en las mismas condiciones de pilas pero con aireación la supervivencia del patógeno se reducía a 4 meses. En otra investigación, Plachá *et al.* (2001) evaluó el efecto del verano y del invierno en la supervivencia de la *Salmonella typhimurium* durante el almacenamiento de la fracción sólida de los efluentes porcinos. En esa investigación se demostró que la supervivencia de la *S. typhimurium* se veía considerablemente afectada por la temperatura, debido a que en el verano la supervivencia de este patógeno fue aproximadamente de 26 días mientras que en la época invernal llegó a los 85 días de supervivencia. Por otro lado, cuando los efluentes o estiércoles son aplicados a la tierra, éstos pueden sufrir movimiento de los patógenos a través del suelo. El grado de la movilidad que presenten afectará la probabilidad de que los patógenos alcancen los acuíferos o las aguas superficiales. Luego si estas aguas son utilizadas para el riego de productos alimenticios (huertas, etc.) o para el consumo del ganado, existen riesgos de que se vea afectada la inocuidad de los alimentos producidos (Astals *et al.*, 2012).

Con respecto a los parámetros parasitológicos hubo presencia de huevo de Helmintos y Coccidios. La importancia de estudiar este tipo de parásitos, resulta, en que al igual que los protozoos, los Helmintos y los coccidios, son patógenos para el hombre. Las características epidemiológicas que hacen a estos parásitos patógenos entéricos causantes de infección por contacto con agua contaminada, son su alta persistencia en el medio ambiente, la baja dosis infecciosa, la baja respuesta inmune y la capacidad de

sobrevivencia en el suelo por largos periodos de tiempo (Arcos Pulido *et al.*, 2005, Leita *et al.*, 2006; Ma *et al.*, 2011). Por otro lado, todos los parásitos hallados en este estudio son causantes de enfermedad. Por ejemplo, los ooquistes de coccidios. Los oosquistes son la fase esporulada de ciertos protistas, siendo esta fase un estado que permite la supervivencia por largos períodos de tiempo fuera del hospedador por su alta resistencia a factores del medio ambiente. Los coccidios son los parásitos causantes de la enfermedad coccidiosis, la cual es una enfermedad intestinal. Por su lado, el género *Blastocystis* spp. es un parásito intestinal cosmopolita que habita en el tracto intestinal de humanos y de numerosos animales, tanto homeotermos como poiquilotermos. Se estima que *Blastocystis* spp. infecta a más de 1.000 millones de personas en el mundo y es más alta la prevalencia en las zonas tropicales y subtropicales de países en desarrollo. Estos parásitos son reconocidos como agentes etiológicos de numerosos desórdenes intestinales (diarrea, enfermedad inflamatoria intestinal, síndrome de intestino irritable, colitis ulcerosa) y extraintestinales (urticaria y anemia ferropénica) (Del Coco *et al.*, 2017).

6.2. EVALUACIÓN DE LOS TRATAMIENTOS DE RESIDUOS SÓLIDOS

6.2.1. Ensayo a escala laboratorio para el tratamiento del residuo de cama profunda porcina a través de la degradación aeróbica (compostaje)

La temperatura es uno de los factores más importantes que gobiernan la velocidad de las reacciones bioquímicas (Defrieri *et al.*, 2005; Epstein 1997; McKinley *et al.*, 1985). Tiquia *et al.*, (2006) reportaron que las altas y bajas temperaturas han sido correlacionadas con el incremento y descenso de la actividad microbiana. En otro trabajo, este mismo autor, encontró que la temperatura también está correlacionada con la mayoría de las propiedades más importantes del compostaje como la relación C/N, pH, amonio, nitrato y capacidad de intercambio catiónico. En este ensayo (ver punto 5.2.1) el periodo termofílico persistió en promedio, con fluctuaciones alrededor de 16 días. La temperatura alcanzó valores cercanos a los 60 °C; en todos los reactores la curva de temperatura tuvo un comportamiento característico del proceso de compostaje. Las fluctuaciones observadas durante este experimento, siguen un patrón similar a lo observado por otros sistemas de compostaje (Ros *et al.*, 2006; Leconte *et al.*, 2009; Rizzo *et al.*, 2013; Riera *et al.*, 2014). En el proceso aeróbico, la temperatura inicial aumenta como consecuencia de la rápida degradación de la materia orgánica disponible por los microorganismos; cuando este parámetro comienza a estabilizarse, la actividad microbiológica y los rangos de descomposición de materia orgánica decrecen y la temperatura disminuye gradualmente hasta niveles de temperatura ambiental, marcando el final del proceso (Turan *et al.*, 2009). Como se sabe, si la duración de la etapa termofílica fue lo suficientemente larga, se considera óptima para eliminación de la mayoría de los patógenos y semillas de malezas (Wiese *et al.*, 1998); presumiendo una higienización del material (Stentiford *et al.*, 1998). Sin embargo, en el presente estudio la disminución de los patógenos no fue la esperada, teniendo en cuenta que se alcanzaron rangos termofílicos por un periodo de 16 días aproximadamente. Similar resultado fue observado por Parr *et al.*, (1978).

Con respecto a los valores óptimos de temperatura se recomienda evitar que el periodo a temperaturas superiores a los 60 °C se prolongue demasiado, debido a que podría provocarse la muerte de microorganismos benéficos, que son los responsables del proceso de compostaje y por consiguiente, se retrasaría el proceso (USEPA, 1985). Las normas

de la USEPA (1993) establecen rangos de tiempos a determinadas temperaturas para favorecer la reducción de patógenos en el compostaje de lodos cloacales. Estas recomendaciones también se han extendido a otros tipos de residuos, como por ejemplo los estiércoles (Briton *et al.*, 2000). En la Argentina, recientemente se publicó un marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost, la resolución N° 1/2019 de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación y SENASA. Esta norma establece valores límites de patógenos en el compost y rangos de temperaturas y tipo de proceso a llevarse a cabo. Por ejemplo, en sistemas de cunas abiertas debería alcanzar temperaturas ≥ 55 °C durante 15 días con al menos 5 volteos.

El pH hallado en el presente estudio fue levemente alcalino, valores similares fueron hallados por otros investigadores (Castillón Quintana *et al.*, 2006; Zhu *et al.*, 2004; Li *et al.*, 1999; Fang *et al.*, 1998), los cuales atribuyen esta característica a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos, lo cual produce amoníaco (compuesto básico).

La CE está determinada por la presencia de las sales (iones amonio o nitratos) formadas a lo largo del proceso. El aumento durante los primeros días de compostaje, podría atribuirse al aumento de la salinidad del material provocado por la pérdida de masa durante la mineralización de la materia orgánica (Fang *et al.*, 1998; Cáceres *et al.*, 2006). Por otro lado, la disminución posterior de la CE observada a lo largo del proceso está relacionada con la lixiviación de sales por el aporte de agua entregado al sistema para mantener la humedad ideal (Laos *et al.*, 2002; Tognetti *et al.*, 2007). Por otro lado, se observaron altas concentración de sal (NaCl) y otros minerales en los lixiviados. Las altas concentraciones en las raciones porcinas afectan directamente la concentración de estos elementos en el estiércol, las cuales por exceso de humedad en el compost provocan lixiviados con altas concentraciones de estos compuestos, que pueden impactar de forma negativa al ambiente.

Con respecto al carbono orgánico total, la mayor disminución de este parámetro fue observada durante la fase termofílica, pudiéndose atribuir esto, a la alta actividad microbiana presente; debido a que los microorganismos requieren carbono y nitrógeno como fuente primaria de energía para su crecimiento, metabolismo y respiración (Costa *et al.*, 1991; Barrington *et al.*, 2002; Hao *et al.*, 2004).

Con respecto a los compuestos nitrogenados, las mayores concentraciones de NH_4^+ ocurrieron durante las primeras semanas de compostaje, este resultado concuerda con lo expuesto por Tiquia (2001) y Sánchez-Monedero (2000), quienes expusieron que, la mayor tasa de producción de amonio se da cuando la degradación de la materia orgánica es más intensa. Por otro lado, se pudo verificar que no todo el NH_4^+ presente en el compost fue transformado en nitrato, lo que indicaría que una parte de este compuesto, fue perdido a través de la volatilización de NH_3 y/o desnitrificación microbológica. Esto concuerda con lo expuesto por Tiquia *et al.*, (2001) quien explicó que algunos iones de NH_4^+ en el compostaje no son convertidos a NO_3^- porque se pierden a través de la volatilización del NH_3 , cuando el pH del residuo es mayor a 7, situación que favorece la volatilización del mismo (DeLaune *et al.*, 2004; Hartenstein *et al.*, 1981).

La relación entre las formas inorgánicas del nitrógeno es usada como criterio para la evaluación de la estabilidad y madurez del compost. Al final del proceso la concentración de nitratos debe ser más alta que la del amonio, indicando que el proceso ha sido llevado a cabo bajo adecuadas condiciones aeróbicas (Finstein & Miller, 1985). En el presente estudio esta relación fue cumplida.

A medida que el proceso de compostaje avanza, la relación C/N incrementa, esto puede explicarse debido a la volatilización del NH_3 (Bishop *et al.*, 1983) que normalmente

ocurre en el compostaje de estiércoles animales (Tiquia *et al.*, 2001b; Eghball *et al.*, 1997); para luego ir disminuyendo hacia los estadios finales del proceso. La disminución de la relación C/N durante el final del proceso de compostaje se considera positivo; de hecho, se ha propuesto como indicador de la estabilidad del compost (US Department of Agriculture & Council, 2001, Resolución SENASA 11 y 1/2019).

Según el Marco Normativo para la producción, registro y uso de compost 1/2019, el compost producido durante este experimento, se encontraba estable y maduro. En la Tabla 9 se muestran los resultados y valores de referencia. Con respecto a la calidad del compost obtenido, los compost producidos en los reactores 1 y 2 se encontraron dentro de la clase A sin restricciones de uso por tener $CE < 4 \text{ dS.m}^{-1}$, valores de relación $C/N \leq 20$ y $MO \geq 20$, sin embargo, los compost producidos en los reactores 3 y 4, presentaron una mayor conductividad (mayor a 4 dS.m^{-1}); lo cual coloca a estos dos compost en la clase B, donde su uso se encuentra más restringido (Normativa 1/2019).

6.2.2. Ensayo a escala campo para el tratamiento de residuos de cama profunda porcina a través del proceso de compostaje

El compost obtenido durante el ensayo a campo presentó valores de CE elevada y un pH levemente alcalino. Similares resultados fueron hallados por Rizzo *et al.*, (2013) y Riera *et al.*, (2014), al evaluar compost provenientes de animales monogástricos, donde se resaltaban las altas concentraciones de sales y amonio presentes en el residuo crudo. Dentro del marco Normativo 1/2019, los compost con valores de 5.53 dS.m^{-1} se encuentran dentro de la clase B. Según estudios realizados por Bárbaro *et al.*, (2013) los compost provenientes de deyecciones de animales con CE de 1,4 a $2,7 \text{ dS.m}^{-1}$ y pH de 8 a 9, pueden ser utilizados hasta un 20% en formulaciones de sustratos compuestos por otros materiales ácidos y de baja salinidad, como el compost de corteza de pino. En cambio, si el compost presenta una CE menor a $1,4 \text{ dS.m}^{-1}$ y pH menor a 8, pueden utilizarse hasta un 50 %, también en formulaciones acompañadas con materiales ácidos y de baja salinidad.

Los resultados realizados en el compost mostraron que se encontraba estable y maduro, según los límites establecidos por TMECC (2001), Iglesias Jiménez *et al.* (2008) y Normativa compost 1/2019, cuyos valores de relación C/N deben ser menores a 20 y el índice respirométrico estático (IRE) menor a $0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ (Tabla 12). La calidad del compost final fue alta en términos de N y P, los nutrientes más limitantes para el crecimiento de las plantas. También mostraron altas cantidades de Ca y cantidades sustanciales de K. Las concentraciones ricas en PT pueden deberse a que el cerdo excreta este elemento como ácido fítico. Por otro lado, los análisis microbiológicos constituyen un aspecto importante para determinar la calidad sanitaria del mismo (Beuchat *et al.*, 2006). La presencia de coliformes en un alto número es un posible indicador de la presencia de bacterias patógenas como *Salmonella*, *Shigella* y *E. coli*. Su presencia en concentraciones altas en un compost o material orgánico indica que el proceso térmico ha sido insuficiente (Bernal *et al.*, 2009), ya sea porque el compost no alcanzó las temperaturas adecuadas; porque el periodo de tiempo en condiciones termofílicas fue muy corto o que se presentó una contaminación durante la etapa de maduración. En el caso del compost estudiado se evidenció la eliminación de todos los patógenos que se encontraban al inicio en el material crudo a excepción de los coccidios que a pesar de la fase termofílica pudieron sobrevivir.

6.3. TRATAMIENTO DEL EFLUENTE PORCINO

6.3.1. Ensayo a escala laboratorio para la selección del floculante y coagulante (*Jar Test*)

Cuando se agregan al agua sales de aluminio o hierro se forman varias especies solubles (Al^{+3} , $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$, etc.). Estas especies se adsorben sobre la superficie de las partículas coloidales o forman complejos sobre la superficie que conduce a la desestabilización. El efluente porcino funciona como un coloide formando una suspensión estable, ya que gran parte de la MO se encuentra en suspensión. Los sistemas coloidales se caracterizan por presentar normalmente carga negativa sobre su superficie. Estas cargas llamadas primarias, atraen los iones positivos del agua, los cuales se adhieren fuertemente a las partículas y atraen a su alrededor iones negativos acompañados de una débil cantidad de iones positivos (Pérez y Urrea *et al.*, 2011). La dosis de coagulante es un parámetro crítico dado que si éste se adiciona por debajo de la cantidad requerida, no se neutralizan totalmente las cargas de las partículas, la formación de microfloculos es escasa y la turbiedad del agua tratada es elevada; por el contrario, si se adiciona en exceso, se produce la inversión de las cargas de las partículas y la sucesiva formación de gran cantidad de microfloculos con tamaños muy pequeños y velocidades de sedimentación muy bajas y la turbiedad del agua tratada es, igualmente, elevada (Andia *et al.*, 2000). Por esta razón la elección del coagulante y la dosis adecuada se pueden considerar como un proceso de toma de decisión fundamental para garantizar óptimas condiciones de operación del equipo de clarificación y la mejor calidad del agua tratada al menor costo posible. Asimismo, una vez implementado el proceso de clarificación con el coagulante seleccionado, la variabilidad de las características fisicoquímicas del efluente porcino al inicio de un sistema de tratamiento condiciona que la dosificación de dicho coagulante sea de naturaleza dinámica requiriendo de la realización periódica y permanente de pruebas de *jar test* para mantener las dosis óptimas a aplicar con el fin de garantizar un buen desempeño del proceso.

El grado de remoción de MO depende del tipo y dosis del coagulante utilizado y del pH en el cual se desarrolla el proceso. Con valores bajos de pH se favorece la remoción de MO con menores dosis de coagulantes debido a la eficiencia de los mecanismos de adsorción y neutralización de cargas. En el presente estudio se alcanzaron altos porcentajes de remoción de turbidez y de sólidos totales. Según estudios realizados por Vanotti *et al.*, (2007) en sistemas de tratamiento de producción porcina con la utilización de coagulantes y floculantes se redujo el porcentaje de SST a 97,6 %. En otros estudios donde también se evaluaron varios coagulantes, entre ellos coagulantes vegetales, Chelme Ayala *et al.*, (2011) observaron reducciones de la turbidez del 20 al 98 %.

6.3.2. Ensayo a escala piloto para la remoción de sólidos y nutrientes de efluentes porcinos a través de tratamiento físico químico y un dispositivo de geo-filtración

Mediante pruebas preliminares de laboratorio (*Jar Test*) se determinó que la combinación de cloruro férrico en solución y un polímero catiónico provee una relación costo-eficiencia adecuada para la remoción de sólidos y turbidez en efluentes porcinos. La mezcla de coagulantes y floculantes químicos mejora la eficiencia de separación

líquido/sólido y aumenta la velocidad de deshidratación del proceso de filtración. (Chastain *et al.*, 2001; Singh *et al.*, 2006; Rico *et al.*, 2006).

En el presente estudio se observaron altos porcentajes de remoción para SST, SSV y PT. Similares resultados fueron encontrados por Singh *et al.* (2006) quienes evaluaron las eficiencias globales de eliminación de SST y PT en efluentes animales a escala laboratorio, encontrando remociones del 85 % y 64 %, respectivamente y a escala de planta piloto del 76 % para SST y 75 % para PT. En ese trabajo, Singh *et al.* (2006) encontraron que la mayor parte del PT se encontraba asociada a la fracción de sólidos en suspensión del efluente, por lo cual, el efecto de coagulación, floculación, sedimentación y filtración son operaciones críticas para la eliminación exitosa de PT del estiércol líquido porcino. Por otro lado, durante ese mismo estudio la remoción de DQO fue moderadamente baja, encontrándose valores de remoción del 27 % (Singh *et al.*, 2006). Igual resultado fue observado en el presente estudio, en donde el porcentaje de remoción de DQO estuvo aproximadamente en el 40 %. Esta situación podría explicarse debida, a la alta solubilidad de la MO en el agua, como consecuencia de los largos periodos del efluente en la fosa de almacenamiento.

En el presente estudio se evidenció una baja remoción del NT y de NH_4^+ . Sin embargo, Baker *et al.* (2002), al estudiar las eficiencias de separación de sólidos y nutrientes en lodos de lagunas de producciones porcinas y bovinas, utilizando geo-membranas suspendidas halló valores de remoción para estos parámetros del 58 % para NH_4^+ , 88 % para NT, como así también remociones del 88 % ST y 88 % PT. Por otro lado, Vanotti & Hunt, (1999) demostraron la utilidad de los polímeros para flocular y aumentar la eficiencia de separación de sólidos en purines de cerdo. Con la separación de los sólidos, se produce una importante captura de nutrientes orgánicos (nitrógeno, fósforo, etc.) asociados al agrupamiento de pequeñas partículas. Los niveles solubles de nitrógeno amoniacal y fósforo en el efluente, luego del uso de polímeros, pueden constituir un 35 – 45 % del NT y un 15-25 % del PT, respectivamente (Vanotti *et al.*, 1999). En una prueba a escala campo, Worley *et al.* (2004), hallaron eficiencias de separación del 97 % para sólidos totales. Se ha sugerido que la adición de químicos acondicionadores mejora la eficiencia de separación y acelera la velocidad de deshidratación.

Por otro lado, el sistema evaluado en este trabajo presentó altos porcentajes de remoción para el Cu y el Zn, estos resultados coinciden con los altos valores de remoción de sólidos obtenidos. Estudios previos realizados sobre el fraccionamiento de metales en efluentes de porcinos (Japenga & Harmsen, 1990; L'Herroux *et al.*, 1997) han demostrado que más del 95 % de los metales se encuentran en la fracción sólida. Es importante realizar una adecuada eliminación de estos compuestos, cuando el efluente continuará siendo tratado por algún método biológico, ya que está demostrado que para tratamientos biológicos el Cu es inhibidor a partir de 40 mg L^{-1} y el Zn lo es a partir de 400 mg L^{-1} y pasan a ser compuestos tóxicos en concentraciones de 70 mg L^{-1} y 600 mg L^{-1} , respectivamente (Hayes & Theis, 1978). Estos cationes son comúnmente encontrados en los efluentes porcinos ya que son introducidos en las dietas, y aunque las concentraciones de Zn en las deyecciones difícilmente pueden llegar a las de inhibición, para el Cu se han encontrado valores que superan ampliamente los límites de inhibición en granjas de engorde (Flotats *et al.*, 2011).

En cuantos a los parásitos el tratamiento por geocontención evidenció ser efectivo en retener la totalidad de Helmintos y Coccidios presentes en el efluente porcino. Para disposición de los efluentes, debería considerarse la remoción total de la cantidad de huevos Helmintos L^{-1} . Con respecto a los parámetros microbiológicos no se observó

disminución de la *E. coli*, posiblemente el tramado de la bolsa no fue lo suficientemente chico para retener a este patógeno dentro de la misma.

6.4. EVALUACIÓN DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS ESTABILIZADOS

6.4.1. Escala laboratorio: incubación de suelos

La incorporación de residuos orgánicos en condiciones de humedad y aireación favorece la presencia de microorganismos que inicialmente descomponen rápidamente el material y que posteriormente disminuyen la tasa de descomposición (Barrena *et al.*, 2006). En el presente estudio a medida que el contenido de materia orgánica en el sustrato fue disminuyendo, la tasa de respiración de microorganismos disminuyó durante el proceso de incubación para todos los tratamientos. Similares resultados fueron observados por Wang *et al.* (2004), quienes trabajaron con residuos orgánicos de lechería y porcinos. La incorporación de materiales orgánicos, tales como lodos residuales, puede provocar un aumento en la biomasa microbiana del suelo al incorporar una nueva carga orgánica al sistema o al estimular el crecimiento de la microbiota autóctona por la incorporación de nuevas fuentes de carbono (Ros *et al.*, 2006). Sin embargo, otros estudios revelan una disminución en los niveles de biomasa microbiana y una alteración en la diversidad y en la estructura de las comunidades del suelo debido a la presencia de metales pesados introducidos debido a las diferentes prácticas de manejo. Alburquerque *et al.* (2011) reportan que la incorporación de productos intermedios o sin estabilización podría aumentar la actividad microbiana del suelo y la demanda de oxígeno, lo que resulta, en un consumo elevado de oxígeno e inmovilización de N. Bernal y Kirchmann *et al.* (1992) encontraron que la adición al suelo de estiércol de cerdo tratado en forma anaeróbica produjo un 105 % de C mineralizado después de 70 días, relacionado con la presencia de una gran cantidad de MO fácilmente degradable. La adición al suelo de materiales orgánicos con una baja relación C/N, favorece las altas tasas de mineralización de C como señala Riffaldi *et al.* (1996).

Otro parámetro de importancia es el pH, debido a que puede modificar las poblaciones microbianas del suelo. Valores cercanos a la neutralidad, son favorables, por el contrario, en condiciones ácidas, se reduce la tasa de descomposición de MO. Bernal *et al.* (1998) mencionan que en general la menor acidificación en el tiempo final de la incubación de suelos se genera con el uso de enmiendas orgánicas, debido a los aportes adicionales de nutrientes de reacción alcalina como Ca, Mg, Na y K. Por otra parte, la entrega controlada del N en sus formas disponibles (como NH_4^+ y luego como NO_3^-), contribuye a una menor acidificación derivada del proceso de nitrificación. En contraste a lo anterior, la mayor acidificación del suelo al término del período de incubación se genera con el uso de fertilizantes convencionales, asociado al uso de urea como fuente de N. Sin embargo, en este estudio los tratamientos con aplicaciones de enmiendas orgánicas y purines, se caracterizaron por tener valores más ácidos al final del ensayo, siendo el tratamiento con aplicación de urea (suelo +F) el valor de pH más cercano a la neutralidad ($6,8 \pm 0,3$). Esta situación se encuentra relacionada con la presencia de una fracción orgánica fácilmente degradable y un elevado porcentaje de MO susceptible a una rápida mineralización (Riffaldi *et al.*, 1996). Los mayores valores de respiración sugieren una mayor disponibilidad de C y energía para los microorganismos heterótrofos del suelo en consecuencia, de un suministro abundante de MO y NT, lo cual favoreció la actividad de

los microorganismos (Zagal *et al.*, 2002). También se puede observar que el tratamiento suelo +F tuvo la menor respiración, debido a que solamente tuvo la incorporación de fuentes nitrogenadas, evidenciando la falta de fuentes de C.

La estabilidad biológica de un residuo orgánico se establece cuando no supera los 8 mg C-CO₂ g⁻¹ MO d⁻¹, que es cuando los microorganismos han agotado el stock de MO fácilmente descomponible (Varnero *et al.*, 2004).

A medida que se aumenta la carga aplicada al suelo también aumenta el tiempo que demora en alcanzar la madurez biológica del mismo. Los microorganismos aumentan su actividad respiratoria a medida que transcurre el tiempo y con mayores tasas de aplicación, indicando con ello la cantidad de enmiendas que es posible disponer o verter en un suelo sin provocar efectos ambientales adversos.

6.4.2. Escala ensayo de invernáculo

6.4.2.1. Cultivo flor de corte Alelí y Girasol

Las enmiendas orgánicas con valores menores a 1 dS m⁻¹ de CE son recomendables para su uso como sustrato. Cuando los suelos con incorporación de enmiendas, bajo cubierta, superan estas concentraciones de CE, las plantas pueden verse afectadas debido a problemas de salinidad, que dependerán del tipo de especie y prácticas de manejo que se utilicen (Abad *et al.*, 2004). Ansorena *et al.* (1994) atribuyeron al NO₃⁻ y al K, como los principales causantes de la salinidad excesiva. Los nitratos no son fijados sobre la capacidad de intercambio, encontrándose en su totalidad en la solución y directamente disponibles, son los que contribuyen en gran medida a la salinidad del suelo (Lemaire *et al.*, 2005, Barbaro *et al.*, 2013). Los iones K y Na se agregan en las dietas animales para mejorar la tasa de crecimiento y prevenir posibles síntomas, debido a la deficiencia de estos minerales. Se estima que el cerdo excreta 66 % y 59 % de Na y K, respectivamente, consumido en la dieta (Hatfield, *et al.*, 1998).

El pH tiene gran influencia sobre la disponibilidad de los nutrientes y algunos de éstos se encuentran más disponibles que otros, según su valor (Ansorena Miner, 1994). En sustratos orgánicos el Zn, Cu, Mn, P y Fe aumentan su disponibilidad con la disminución del pH, mientras el magnesio y calcio aumentan su disponibilidad con el incremento del pH. El compost porcino tuvo valores de pH de 8,1, sin embargo, al ser utilizados en canteros el pH del suelo, disminuyó a mayor cantidad de compost utilizado. En cuanto al contenido de nutrientes, según los valores de referencia del Instituto de Floricultura del INTA (Barbaro *et al.*, 2014), los niveles de K y Na fueron altos, coincidiendo con los resultados encontrados por Barbaro *et al.* (2013), que registraron altos niveles de K en los sustratos con compost de guano de gallina, en relación a los demás nutrientes. El K al encontrarse en altas concentraciones, provoca desequilibrios en otros elementos como el Mg, pudiendo haber deficiencias de este último, dadas por una relación de K y Mg mayor a 3:1 (Bunt *et al.*, 1988). Es decir que, las concentraciones de nutrientes analizados fueron altas y se encontraron desequilibrios entre los mismos.

Aunque P y N serían los nutrientes más limitantes para el crecimiento de las plantas existe una preocupación creciente por la sobreaplicación de P cuando los abonos animales se aplican de acuerdo con los requisitos de nitrógeno de las plantas porque tienen una relación N/P baja (2-3) mientras que las plantas requieren aproximadamente 6-8 veces más N que P (Cooperband & Bueno, 2002). En nuestro caso, una alta proporción de P extractable es un inconveniente que debería considerarse más a fondo al calcular las tasas

de aplicación de compost al suelo o cuando forman parte de un sustrato. Una alternativa es aumentar la proporción de material carbonado durante el compostaje, lo que contribuiría a reducir el exceso de nutrientes disponibles, aumentar la materia orgánica recalcitrante y evitar problemas ambientales, mientras se mejora la fertilidad de los suelos (Leconte *et al.*, 2009). Las principales limitantes que se observaron del uso de compost porcino como enmienda fueron principalmente los elevados valores de CE y la concentración de sodio, donde en dosis superiores a 15 l/m², presentaron una reducción en el crecimiento vegetativo de todos los parámetros medidos.

Las concentraciones de Cu foliar halladas estarían influenciadas por las sales de cobre y zinc que son utilizadas como aditivos en los alimentos balanceados, para garantizar un buen rendimiento, aumentar la eficiencia de la alimentación y productividad (Mantovi *et al.*, 2003). El Cu es eliminado principalmente en las heces; de acuerdo con Hatfield *et al.* (1998), el cerdo excreta hasta 86 % de Cu consumido en la dieta. Sin embargo, cuando el Cu y el Zn exceden los requerimientos fisiológicos, sus niveles pueden elevarse y en consecuencia esta acumulación de metales en los suelos es probable que pueda tener efectos adversos sobre el ambiente (Jondreville *et al.*, 2003; Tambone *et al.*, 2015). Por otro lado, el Zn no presentó diferencias significativas en su concentración, sin embargo, pudo observarse una tendencia a una mayor acumulación foliar de los tratamientos con agregados de compost.

Ambos ensayos mostraron que el agregado en las dosis más altas de compost afectó negativamente el desarrollo de los parámetros evaluados sobre las plántulas. Este fenómeno pudo deberse al aumento de CE observada para todos los tratamientos enmendados con compost.

6.4.3. Escala campo

6.4.3.1. Cultivo de Maíz

El uso de enmiendas orgánicas en forma paulatina y frecuente en cada ciclo de cultivo permite aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, como ha sido evidenciado por diversos investigadores (Ghani *et al.*, 1992; Clark *et al.*, 1998; Cherney *et al.*, 2002; Hansen y Strawn, 2003; Hirzel *et al.*, 2009). Las aplicaciones puntuales de estas enmiendas (por ejemplo, una aplicación en un período de 5 años) no logran dicho incremento, ya que, una vez que se ha realizado la aplicación de cualquiera de estas enmiendas, el C orgánico aportado es asimilado paulatinamente por la biomasa microbiana del suelo, y aproximadamente 2/3 de este C son perdidos como producto de la respiración microbiana. Finalmente, sólo 1/3 del C ingresado contribuye a aumentar el contenido de materia orgánica, por lo cual el aumento final en el suelo es muy bajo. A modo de referencia se puede señalar que la aplicación de 10 ha⁻¹ de una enmienda orgánica en estado fresco con 30 a 50 % de humedad, e incorporada en los primeros 20 cm de suelo, genera un aumento de materia orgánica de 0,06 a 0,12 %, según la densidad aparente de este suelo, y una vez que se ha logrado la completa incorporación y humificación de dicha enmienda. En nuestros resultados no hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) con respecto a la materia orgánica, en gran medida debido que como fue explicado, una sola aplicación de enmienda no genera cambios sustanciales en el suelo.

Los efluentes porcinos contienen un 70 % de N inorgánico (en forma de NH₄⁺) que se transforma rápidamente en nitrato y está predominantemente disponible para el cultivo

durante el año de aplicación (Chantigny *et al.*, 2004). El resto del N se encuentra en forma de N orgánico (Sutton *et al.*, 1978, 1982, 1984^{a, b}). Beauchamp (1983) determinó que, durante una temporada de crecimiento, aproximadamente el 20 % del N orgánico se mineralizará y estará disponible, y un 25 % del NH_4^+ se volatilizará dando como resultado una disponibilidad neta de alrededor del 50% de N aplicado para el cultivo en crecimiento.

Con respecto pH y CE diversos estudios demostraron que la aplicación de efluentes porcinos puede producir incrementos considerables de la conductividad eléctrica del suelo (Freitas *et al.*, 2005). Debido a esto resulta conveniente monitorear periódicamente las características químicas del suelo y del agua subterránea en el perfil cuando se realizan aplicaciones periódicas de efluentes, debido a que estos materiales se caracterizan por presentar altos valores de CE. En el presente estudio no se evidenciaron diferencias significativas para la CE en las muestras de suelo analizadas, en gran medida debido a que se realizó una sola aplicación de los productos y en baja dosis (50 kg N ha^{-1}). La dosis elegida de N fue debido a que, en ensayos previos en cultivos de maíz de segunda, se demostró que a partir de 50 kg N ha^{-1} no se observaron diferencia en el rendimiento. Por ejemplo, Sutton *et al.* (1978) reportaron aumentos en el rendimiento de maíz con tasas crecientes de aplicación en la superficie de estiércol porcino líquido que varía de 0 a 134 ha^{-1} en un suelo limoso. En otros estudios Adeli & Varco (2001) observaron similares resultados en un estudio sobre un suelo arcillo limoso, donde la concentración de NT se incrementó con las dosis de efluentes aplicadas al suelo. Giacomini & Aita (2008) indican que los suelos con adición de efluentes presentaron mayores concentraciones de nitrógeno inorgánico que los tratamientos sin aplicación, lo cual se debe al alto potencial de suministro de nitrógeno de estos materiales luego de ser aplicados en el suelo. Similares efectos fueron obtenidos en otros estudios luego de la aplicación de aguas residuales porcinas (Duffera *et al.*, 1999; Ceretta *et al.*, 2003; Queiroz *et al.*, 2004; Oliveira, 2006).

Con referencia al fósforo, en este estudio se vió el aumento del fósforo disponible en el suelo, en los tratamientos con uso de residuos sin tratamiento. Koopmans *et al.* (2007) muestran que cuando la cantidad de P excede los requerimientos del cultivo, aumentan los riesgos de movimiento de P en profundidad, especialmente cuando la capacidad de adsorción del suelo se aproxima a la saturación (Schoumans & Groenendijk, 2000). En el presente estudio, el aporte de P a través de los efluentes porcinos fue superior a la demanda del cultivo y se produjo una acumulación en el suelo debido a su capacidad de adsorción en la fracción mineral, propiciando un efecto residual (Pratt, 1979; Durigon *et al.*, 2002).

Glaesner *et al.* (2011) y Liu *et al.* (2012) destacaron que la textura del suelo y la capacidad de adsorción de P de un suelo son condicionantes del proceso de lixiviación de P, reportaron, en suelos arenosos, concentraciones elevadas de P en la solución de suelo debajo de la zona radicular cuando se aplicaban enmiendas porcinas a tasas superiores a $35 \text{ kg de P. ha}^{-1}$.

En el suelo estudiado, las características texturales y de relieve determinan que las pérdidas por lixiviación y por escorrentía superficial resulten muy bajas y por ello, el potencial de contaminación del P sobre los recursos naturales sea reducido. No sólo aumentaron las concentraciones de N y P, sino también la concentración de otros nutrientes, resultados similares fueron reportados en estudios anteriores (Daudén *et al.*, 2004; Yagüe & Quílez, 2010a, 2010c;).

En este estudio se verificó que la aplicación de efluentes y enmiendas derivadas de la producción animal elevó significativamente el contenido de Na en el suelo. Otras investigaciones concuerdan con los datos obtenidos y mencionan la necesidad el

monitorear las concentraciones de Na intercambiable cuando se utilizan este tipo de materiales en el suelo (Schelgel *et al.*, 2017; Fontanetto *et al.*, 2010). Sin bien el contenido de sodio de los residuos porcinos utilizados en el suelo fue elevado, esta característica no afectó el crecimiento del cultivo, tal vez por tratarse de una sola aplicación. Sin embargo, hay estudios que demuestran que la aplicación continua y sin monitoreo de estiércol puede resultar fitotóxica para las plantas y puede afectar la productividad, la disminución en la tasa de infiltración y de la conductividad del agua en el suelo (Bernal *et al.*, 1992; Ghiberto *et al.*, 2007; Moral *et al.*, 2008).

En el presente estudio, se evidenció el aumento de la concentración de Zn en el suelo en los tratamientos con agregado de efluente y residuo porcino. Cabral *et al.* (1998) informaron que el aumento de las dosis de purines de cerdo mejoró significativamente los contenidos de Cu, Zn, Fe y Mn en los primeros centímetros del suelo. Asimismo, otro estudio también señaló una alta acumulación de Cu y Zn en la superficie del suelo (L'Herroux *et al.* 1997). Mallmann *et al.* (2012) demostraron que la aplicación sucesiva de purines de cerdos podría llevar a una acumulación significativa de Cu en superficie lo que podría, en el futuro, superar los umbrales de Cu en los suelos agrícolas. Sin embargo, los autores enfatizaron que Zn y Cu no ofrecían altos riesgos en términos de contaminación de aguas subterráneas. Estos resultados indican la efectividad de los efluentes y residuos de cerdos para mejorar el estado de algunos micronutrientes en el suelo, lo cual es relevante teniendo en cuenta la dosis usada en este estudio. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que los requerimientos de Cu, Zn y Mn son pequeños y, como resultado de las aplicaciones sucesivas de purines de cerdos pueden aumentar el contenido de estos nutrientes en la superficie del suelo hasta niveles que pueden volverse tóxicos para las plantas.

Cuando las concentraciones de Cu y Zn exceden los requerimientos fisiológicos, la consecuencia está relacionada directamente a la acumulación de metales en los suelos y es probable que puedan tener efectos adversos sobre el medio ambiente (Jondreville *et al.*, 2003). Chambers *et al.*, (1999) encontraron que, en la carga anual de metal resultante de las aplicaciones de estiércol animal a las tierras agrícolas, la carga más alta fue para Zn (hasta 3.3 kg ha⁻¹) y Cu (hasta 2,2 kg ha⁻¹). Además, en una estimación de la entrada anual de metales pesados en tierras agrícolas en el Reino Unido, los estiércoles de ganado contribuyeron a la entrada total de Cu (40 %) > Zn (37 %) > As (26 %) > Ni (18 %) > Cd (11 %) Cr (11 %) > Pb (6 %) > Hg (2 %) (Nicholson *et al.*, 2003).

CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

Una vez finalizada la presente investigación, se desglosan aquí, las principales conclusiones, las cuales responden a las hipótesis y los objetivos planteados:

Objetivo 1 “Caracterizar el efluente y el residuo sólido porcino, analizando variables físicas, químicas, microbiológicas y parasitológicas”.

Los valores hallados en esta investigación, están en un rango similar al estudiado por otros investigadores. Se halló una elevada heterogeneidad en la composición de los efluentes analizados, viéndose reflejada por los altos desvíos estándares obtenidos para cada parámetro estudiado. Mediante la evaluación realizada a los residuos sólidos y efluentes líquidos se puede verificar la presencia de elevadas concentraciones de materia orgánica y nutriente como el nitrógeno, fósforo, potasio, sodio y de elementos potencialmente tóxicos como el Zn y el Cu. Además, la presencia de microorganismos y parásitos patógenos y zoonóticos, por lo cual su vuelco sin un tratamiento previo que reduzca la carga de estos compuestos podría generar impactos negativos en la salud humana, veterinaria y en el ambiente.

Objetivos 2 Evaluar las tecnologías de tratamiento desarrolladas, mediante el seguimiento de diferentes parámetros fisicoquímicos, biológicos, microbiológicos y parasitológicos”

Los resultados de laboratorio realizados para evaluar la dosis y tipo de coagulante/floculante a utilizar, mostraron que el FeCl_3 y el polímero catiónico fueron los que presentaron mejor eficiencia en remoción de sólidos, materia orgánica y nutriente.

Los ensayos de coagulación/floculación y filtrado mediante geo filtración a escala piloto mostraron que el agregado de aditivos químicos previo a la filtración mejora significativamente el rendimiento en la remoción de sólidos y algunos nutrientes.

El agregado de un 20% más de aditivos químicos no mejoró significativamente la remoción de materia orgánica, sólida y nutriente. Se evidencio una alta remoción de formas parasitarias (*Helmintos* y *coccidios*) sin embargo, la remoción de microorganismos patógenos fue baja.

Se evidenció una baja remoción de la DQO y compuestos nitrogenados, debido a las características del efluente líquido en donde gran parte de estos compuestos se encuentran solubilizados y por tanto dificultan su remoción.

El efluente porcino es complejo y tiene altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica. La geofiltración demostró ser técnicamente viable como un sistema que trata parcialmente los efluentes porcinos. Por lo tanto, es factible integrar esta tecnología, como sistema primario, en la cadena de tratamientos para establecimientos de cerdos intensificados.

Dados los resultados obtenidos no existen evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada.

Objetivo 3: “Someter los residuos porcinos al tratamiento de compostaje y evaluar su estabilización.

Las pruebas de compostaje llevadas a cabo, tanto a escala laboratorio como en escala a campo, mostraron el perfil térmico esperado para esta tecnología, verificando su factibilidad para ser usada.

Los productos obtenidos luego de los procesos de compostaje mostraron estar dentro de los parámetros de estabilidad que propone la Normativa Argentina para la producción y/o aplicación de compost 1/2019, haciendo factible su uso como enmienda orgánica.

Los resultados físico químico, biológico, microbiológico y parasitológicos mostraron que el compostaje es una tecnología apropiada para estabilizar y valorizar los residuos sólidos provenientes de los sistemas de producción porcina de cama profunda

Dados los resultados obtenidos no existen evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada.

Objetivo 4 “Analizar los efectos de la aplicación de estos productos, sobre la matriz suelo/cultivo”.

El compost porcino evaluado en este experimento es viable para ser utilizado como una enmienda para producir plantas de flor de corte (*Matthiola incana* y *Elanthus agnus*) hasta 15 L / m². Este tipo de enmiendas deben tener en cuenta la regulación de la dosis de aplicación, para que se considere un producto apropiado para mejorar la fertilidad química de los suelos bajo cubierta en sistemas de cultivos intensivos. Sin embargo, los ensayos realizados en invernáculos con flores de corte se evidencio el aumento de CE y de sales en todos los tratamientos que tuvieron agregado de compost porcino, pudiéndose deber al alto contenido de sales que eliminan los cerdos mediante las excretas. La posibilidad de utilizar compost porcino en la floricultura, es una opción interesante de uso, y conduce a una valorización agronómica de los desechos porcinos tratados para la producción intensiva, que representa un problema ambiental relevante.

En el ensayo a escala a campo se pueden observar una mayor concentración de NT, P, Na y Zn en los tratamientos con agregado de efluentes y residuos sin tratar, evidenciando la vulnerabilidad del sistema ante el agregado de productos sin estabilizar.

Las plantas de maíz no presentaron diferencias significativas en los parámetros evaluados, sin embargo, se evidenció una tendencia de mayor rendimiento en los tratamientos con agregado de enmiendas con tratamiento previo (efluente tratado y compost porcino). También pudo observarse que el pH y la Ce del suelo no se vio afectada por la incorporación de las diferentes enmiendas utilizadas.

La posibilidad de utilizar efluentes y compost porcino estabilizados en la producción de maíz, es una opción interesante, que conduce a una valorización agronómica, al reciclado de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes que se encuentran en los desechos porcinos tratados para la producción intensiva y semi intensiva, que representa un problema ambiental relevante.

Dados los resultados obtenidos no existen evidencias suficientes para rechazar parcialmente la hipótesis planteada en lo referente a conductividad eléctrica y contenido de macro y micronutrientes. No obstante, en lo referente a productividad de cultivo, existen evidencias suficientes para aceptar la hipótesis nula.

Los Aportes más sobresalientes de esta tesis son:

La información brindada por esta tesis, sirve de base para la planificación y manejo de los residuos y efluentes que se generan en las producciones porcinas; intentando que la contaminación puntual generada por éstas se reduzca en su impacto sanitario y ambiental cuando no se cuenta con un plan de manejo de nutrientes, a fin de garantizar la seguridad agrolimentaria. Los logros alcanzados por esta tesis son:

1. Información sobre las características y limitaciones de los residuos y efluentes, tanto líquidos como sólidos, en los principales sistemas productivos de la Argentina.
2. Desarrollo de nuevos equipamientos para la cuantificación y seguimiento del proceso aeróbico desde el inicio hasta el proceso final de estabilización, a escala laboratorio. Validación del compostaje a escala real en establecimientos porcinos hasta la fase de obtención de la enmienda orgánica segura para su uso agronómico.
3. Desarrollo de un nuevo equipamiento y metodología adaptada para validar una nueva tecnología de tratamiento como la filtración primaria por geocontención de aguas complejas (coagulación/ floculación y filtración para capturas de nutrientes (P, Cu, Zn, etc.), materia orgánica y parásitos patógenos, a escala piloto. Esta información servirá de base para el *scaling up*.
4. Información sobre la valorización agronómica, factibilidad y limitaciones de uso de los residuos y efluentes transformados por las distintas tecnologías en diferentes cultivos y sistemas de producción.

Líneas de investigación que surgen de los resultados de esta tesis son:

- Estudios físico-químicos para la captura y recuperación del fósforo, a partir de efluentes porcinos.
- Estudios para la reducción del contenido de nitrógeno de los efluentes de cerdo a través de procesos de nitrificación – desnitrificación del nitrógeno.
- Desarrollo de plantas de geocontención a escala real con manejo del agua en galpones confinados.
- Valorización de residuos porcinos en ensayos a largo plazo y con énfasis en la interacción de patógenos y su resiliencia en el suelo y el agua.

BIBLIOGRAFÍA

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Noguera, P. & Carrion, C. 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. pp. 113-158. *En*: Urrestarazu Gavilan, M. (Ed.). Tratado de cultivo sin suelo. 3ª ed. Ed. Mundi prensa. España. 914 p.
- Abiven, S., Menasseri, S. & Chenu, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 1-12.
- Adeli, A. & Varco, J.J. 2001. Swine lagoon effluent as a source of nitrogen and phosphorus for summer forage grasses. *Agronomy Journal*, 93(5): 1174-1181.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C. & Bernal, M.P. 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160: 15-22.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M. & Bernal, M.P. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass and bioenergy*, 40: 181-189.
- Ansorena Miner, J. 1994. Sustratos propiedades y caracterización. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. 172 pp.
- APHA, AWWA & WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17th edición. Diaz de Santos, Madrid, España.
- Arboleda Valencia, J. 1992. Colombia Teoría de la Coagulación del Agua. Teoría y práctica de la Purificación del agua. Ed. Acodal. Pp. 1-72.
- Arcos Pulido, M., Ávila de Navia, S., Estupiñan Torres, S. & Gómez Prieto, A. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA. Publicación Científica*, 3(4): 69-79.
- Astals, S., Nolla-Ardèvol, V. & Mata-Alvarez, J. 2012. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. *Bioresource Technology*, 110: 63-70.
- Baker, K.B., Chastain, J.P., Dodd, R.B. & Moore, K.P. 2002. Treatment of Lagoon Sludge and Liquid Animal Manure Utilizing Geotextile Filtration. ASAE-CIGR Meeting Paper N° 024128. St. Joseph, Mich.: ASAE.

- Bárbaro, L., Karlanian, M., Morisigue, D., Rizzo, P., Della Torre, V., Riera, N. & Crespo, D. 2011. Compost de ave de corral como componente de sustratos. *Revista de la Asociación de Ciencias del Suelo*, 29(1): 83-90.
- Bárbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., Riera, N., Della Torre, V., Beltrán, M. & Crespo, D. 2013. Uso del compost avícola en el desarrollo de sustratos para la producción de plantines florales. *Revista AgriScientia*, 30(1): 25-35.
- Bárbaro, L.A., Mazzoni, A., Karlanian, M.A., Fernandez, M.N. & Morisigue, D.E. 2014. Ash of Puyehue volcano as substrate for plants. *Horticultura Argentina*, 33(81): 44-53.
- Barrena Gómez, R., Vázquez Lima, F. & Sánchez Ferrer, A. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste management and reserch*, 24, 37-47.
- Barrena Gómez, R., Vázquez Lima, F., Gordillo Bolasell, M.A., Gea, T. & Sánchez Ferrer, A. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology*, 96: 1153-1159.
- Barrington, S., Choiniere, D., Trigni, M. & Knight, W., 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technol.*, 83: 189-194.
- Basso, L. & Herrero M.A. 2013. Producción animal y medio ambiente. *En: Giuffré, L. & Ratto, S. (Eds.). 2013. Agrosistemas: impacto ambiental y sustentabilidad*. Editorial Facultad de Agronomía. FAUBA. Buenos Aires, Argentina: pp. 383-407.
- Basso, L. 2015. El secretario de Agricultura abordó el tema porcino en la Experimental Pergamino del INTA. *Nuevo ABC Rural*. Recuperado de: <http://www.nuevoabcrural.com.ar/vertext.php?id=4566>.
- Basso, L. R. 2004. Características de la carne porcina y su relación con el manejo. Seminario La Argentina Nutritiva y Saludable: Características Diferenciales de Nuestros Alimentos, Buenos Aires. *Agro claves*, 1(2): 38-41.
- Beauchamp, E.G. 1983. Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress applications of liquid dairy cattle manure. *Canadian Journal of Soil Science*, 63(2): 377-386.
- Beily, M.E. 2015. Caracterización de efluentes de cerdos, con énfasis en su biodegradabilidad anaeróbica. Tesis de maestría en Gestión Ambiental. Escuela de

- Postgrado, Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA). 153 p.
- Beily, M.E., Bres, P.A., Rizzo, P.F., Giampaoli, O. & Crespo, D.C. 2010. Monitoreo de un reactor anaerobico semi-continuo para el tratamiento de la fraccion organica de los residuos solidos urbanos. Parte II. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente, 14: 37-42.
- Beily, M.E., Brunori, J., Campagna, D., Cottura, G., Crespo, D., Denegri, D. & Zielinsky, G. 2012. Manual de buenas prácticas pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar. Fao - MINCyT - INTA. 275 p.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A & Cegarra J. 1998^a. Maturity and stability parameters of compost prepared with a widw range of organic wastes. Bioresource Technology, 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. & Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresource Technology, 100(22): 5444-5453.
- Bernal, M.P., Roig, A., Madrid, R., & Navarro, A.F. 1992. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. Soil Use Manage, 8: 125-130.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L. & Michel, F.C.Jr. 2017. Chapter Three - Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. Advances in Agronomy, 144: 143-233.
- Beuchat, L. 2006. Vectors and conditions for preharvest contamination of fruits and vegetables with pathogens capable of causing enteric diseases. British Food Journal, 138: 38-53.
- Bishop, P.L. & Godfrey, C. 1983. Nitrogen transformation during sludge composting. BioCycle, 24: 34-39.
- Bitzer, C.C. & Sims, J.T. 1988. Estimating the availabilty of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. J. Environ. Qual., 17: 47-54.
- Bray, R. & Kurtz, L. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. Soil Science, 59: 39-45.
- Bremner, J.M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. Part 2. pp. 1179-1237. *In*: Black, C.A.,

- De Wite, E., Ensminger, L.E. & Clark, F.E. (Eds.). Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Inc., Madison, USA.
- Bres, P., Beily, M.E., Young, B.J., Gasulla, J., Butti, M., Crespo, D., Candal, R. & Komilis, D. 2018. Performance of semi-continuous anaerobic co-digestion of poultry manure with fruit and vegetable waste and analysis of digestate quality: A bench scale study. *Waste Management*, 82: 276-284.
- Briton, W.F. 2000. Compost quality, Standars and guidelines. Final report. Compost quality in America. Woods end Research Laboratory, Inc. 42 p.
- Brumm, M., Harmon, J., Honeyman, M. & Kliebensterin, J. 1997. Hoop Structures for Grow-Finishing Swine. Midwest Plan Service. Nebraska State University.
- Dimeglio, S. 2003. Engorde de Cerdos sobre piso de Cama Profunda. BIOFARMA S.A. Córdoba.
- Brunori, J. 2012. Producción de Cerdos en Argentina. Situación, Oportunidades y Desafíos. Recuperado de <http://inta.gob.ar/documentos/produccion-de-cerdos-en-argentina-situacion-oportunidades-desafios-1>.
- Bunt, A. C. 1988. Media and mixes for container-grown plants. Ed. Unwin Hyman. London. 309 p.
- Cabral, F., Vasconcelos, E. & Cordovil, C.M.D.S. 1998. Effects of solid phase from pig slurry on iron, copper, zinc and manganese content of soil and wheat plants. *Journal of Plant Nutrition*, 21:1955-1966.
- Cáceres, R., Flotats, X. & Marfa, O. 2006. Changes in the chemical physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26(10): 1081-1091.
- Caffer, M.I., Terragno, R., Binsztein, N. 2008. Manual de Procedimientos: Diagnostico y caracterización de *Salmonella* spp. Departamento Bacteriología Instituto Nacional de Enfermedades Infecciosas A.N.L.I.S. “Dr. Carlos G. Malbrán” Centro Regional de Referencia del WHO Global Salm Surv para América del Sur.
- Cameron, K.C., Di, H.J. & McLaren, R.G. 1997. Is soil appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil*, 35: 995-1035.
- Campitelli, P., Rubenacker, A., Sereno, A. & Ceppi, S. 2006. Actividad microbiana de

- un suelo decapitado luego de la aplicación de enmiendas orgánicas. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta, Argentina. Pp. 185.
- Cantú M, Becker A, Bedano C, Schiavo H. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* 25: 173-178.
- Capizzi-Banas, S. & Chwartzbrod, J. 2002. Surface hydrophobicity of *Ascaris* eggs and *Giardia* cysts. *Helminthologia*, 39: 197-204.
- Cárdenas, Y. A. 2000. Tratamiento de agua: coagulación floculación. SEDAPAL Evaluación de Platas y Desarrollo Tecnológico. Pp 1-44.
- Carrascal, A.K., Castañeda, R. & Pulido, A. 2011. Perfil de riesgo *Salmonellas* pp en pollo entero y en piezas. *In: Salud INd*, editor. Bogota. pp. 1-138.
- Castellanos, J.Z. & Pratt, P.F. 1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 354-357.
- Castrillón Quintana, O., Bedoya Mejía, O. & Montoya Martínez, D.V. 2006. Efectos del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost. *Producción + Limpia*, 1(2): 87-98.
- CCME-Canadian Council of the Ministers of the Environment. Guidelines for Compost Quality. Recuperado de: https://www.ccme.ca/files/Resources/waste/organics/compostgdlns_1340_e.pdf
- CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity Index. Technical Report. Recuperado de: <http://www.ccqc.org>.
- Ceretta, C.A., Durigon, R., Basso, C.J., Rocha Barcellos, L.A. & Vieira, F.C.B. 2003. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(69): 729-735.
- Chadwick, D.R., John, F. Pain, B.F. Chambers, B.J. & Williams, J. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science*, 134: 159-168.
- Chambers, B.J., Nicholson, F.A., Soloman, D.R. & Unwin, R.J. 1999. Heavy metals loadings from animal manures to agricultural land in England and Wales. *In: Martinez, J. & Maudet, M.N., (Eds.), Proc. 8th Inter. Conf. FAO ESCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in*

- agriculture (RAMIRAN 98), Rennes (F), 1998, pp. 475-483.
- Chambers, B.J., Nicholson, N., Smith, K., Pain, B., Cumby, T. & Scotford, I. 1999. Managing livestock manures: Making better use of livestock manures on arable land (Booklet 1). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), London, UK.
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D., 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.
- Chastain, J.P., Vanotti, M.B. & Wingfield, M.M. 2001b. Effectiveness of liquid solid separation for treatment of flushed dairy manure: A case study. *Applied Eng. in Agric.*, 17(3): 343-354.
- Cherney, D.J., J.H. Cherney, and E.A. Mikhailova. 2002. Orchardgrass and tall fescue utilization of nitrogen from dairy manure and commercial fertilizer. *Agronomy Journal* 94:405-412.
- Chelme-Ayala, P., Gamal El-Din, M., Smith, R., Code, K.R. & Leonard, J. 2011. Advanced treatment of liquid swine manure using physico-chemical treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3): 1632-1638.
- Choudhary, M., Bailey, L.D. & Grant, C.A. 1996. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. *Waste Management & Research*, 14(6): 581-595.
- Clark, M.S., W.R. Horwath, C. Shennan, and K.M. Scow. 1998. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal* 90:662-671.
- Cooperband, L.R. & Good, L.W. 2002. Biogenic phosphate minerals in poultry litter and implications for preventing eutrophication. *Environ. Sci. Technol.*, 36: 5075-5082.
- Costa, F., García, C., Hernández, T. & Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y Utilización. CSIC-CEIBAS, Murcia, España. 181pp.
- Curl, E.A. & Rodriguez-Kabana, R. 1972. Microbial interactions. pp. 162-194. *In*: Wilkinson, R.E. (Ed.). 1972. Research methods in weed science. Atlanta: Southern Weed Science Society.

- Daudén, A. & Quílez, D. 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *Eur. J. Agron.*, 21(1): 7-19.
- Decreto 847/16. Prov. Cordoba. Recuperado de <http://web2.cba.gov.ar/web/leyes.nsf/>
- Defrieri, R.L., Jimenez, M.P., Effron, D. & Palma, M. 2005. Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *AGRISCIENTIA*, XXII(1): 25-31.
- Del Coco, V.F., Molina, N.B., Basualdo Farjat, J.A. & Córdoba, M.A. 2017. *Blastocystis* spp.: avances, controversias y desafíos futuros. *Revista Argentina de Microbiología*, 49: 110-118.
- DeLaune, P.B, Moore, P.A., Daniel, T.C. & Lemunyon, J.L. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *J. Environ. Qual.*, 33: 728-734.
- Duffera, M., Robarge, W.P. & Mikkelsen, R.L. 1999. Estimating the availability of nutrients from processed swine lagoon solids through incubation studies. *Bioresource Technology*, 70: 261-268.
- Durigon, R., Ceretta, C.A., Basso, C.J., Barcellos, L.A.R. & Pavinato, P.S. 2002. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(4): 983-992.
- Duthion, C., Catroux, G. & Germon, J. 1979. Landpreading of liquid pig manure: II. Nutrient balances and effects on drainage water. Effluents from livestock. Ed. Grassier. Applied Science Publishers LTD 59-79.
- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E. & Doran, J.W. 1997. Nutrient, carbón and mass loss during composting of beef cattle feedlot. *J. Environ. Qual.*, 26: 189-193.
- Ekama, G.A., Sötemann, S.W. & Wentzel, M.C. 2007. Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. *Water Research*, 41: 244-252.
- Epstein, E. 1997. *The Science of Composting*. Technomic Publishing Company. Inc., Lancaster, USA. 487 p.
- Errecat, V. 2015. Analisis del mercado mundial de carnes. Centro de economía regional, Universidad de San Martín. Bs. As. Argentina pp1-35.

- Expósito Vélez, G.A. 2004. Modelización de procesos biológicos para eliminación de residuos ganaderos, teniendo en cuenta sus condicionantes especiales. Tesis de doctorado Universidad Politécnica de Madrid. 352 p.
- Fang, M., Wong, W.C., Li, G.X. & Wong, M.H. 1998. Changes in biological parameters during co-composting of sewage sludge and coal ash residues. *Bioresource technology*, 64: 55-61.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) & INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 2012. Manual de buenas prácticas pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar.
- Fares, F., Albalkhi, A., Dec, J., Bruns, M. A. & Bollag, J. 2005. Physicochemical Characteristics of Animal and Municipal Wastes Decomposed in Arid Soils. *J. Environ. Qual.*, 34: 1392-1403.
- Fermino, M.H. 2003. Métodos de análisis para caracterización física de sustratos para plantas. Tesis de doctorado. Universidad Federal de Rio Grande Do Sul. Facultad de Agronomía. Puerto Alegre. 250 p.
- Finstein, M.S. & Miller, F.C. 1985. Principles of composting leading to maximization of the decomposition rate, odour control and cost effectiveness. *In*: Gasser, J.K.R (Ed.). *Compostin of agriculture and other wastes*. Elsevier, Barking, Essex., 13-26.
- Flotats, X., Foged, H.L., Bonmati Blasi, A., Palatsi, J., Magri, A. & Schelde, K.M. 2011. Manure processing technologies. Technical Report No. II concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. 184 p. Recuperado de: http://agro-technology-atlas.eu/docs/21010_technical_report_II_manure_processing_technologies.pdf. Acceso 01/01/2018.
- Flotats, X., Porta, J., Antúnez, M. & Boixadera, J. 1995. Metodología para el manejo integral de purines de cerdo. *Actas del IV Congreso de Ingeniería Ambiental, Volumen Aguas*. Bilbao, España, 22-24/03/1995. pp 72-81.
- Fontanetto, H., Gambaudo, S., Charlón, V., Taverna, M., Imhoff, S. & Zen, O. 2010. Los efluentes pueden dejar de ser un problema. *Rev. Nuestro Agro.*, 195: 54-55.
- Freitas, R. & Burr, M. 1996. Animal waste. Pp. 237-251 *In*: Pepper, I.L., Gerb, C.G. & Brusseau, M.L. (Eds). *Pollution Science*. Academic Press, New York. USA. 662 p.

- Freitas, W.S., Oliveira, R.A., Pinto, F.A., Cecon, P.R. & Galvao, J.C.C. 2005. Efeito da aplicação de águas residuais da suinocultura na produção do milho para silagem. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 8: 120-125.
- Frioni, L. 1999. Procesos microbianos. Editorial de la Fundacion Universidad Nacional de Rio Cuarto. 177 p.
- Gao, Y.C., Liao, P.H. & Lo, K.V. 1993. Chemical treatment of swine wastewater. *J. Environ. Sci. Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 28(4): 795-807.
- Ghani, S., S. Yoshida, and S. Kuwatsuka. 1992. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. V. Effects of long-term application of farmyard manure and nitrogen fertilizer on N cycling processes in upland field soil. *Soil Science and Plant Nutrition* 38(4):619-629.
- Ghiberto, P., Pilatti, M., Imhoff, S. & Orellana, J. 2007. Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodicbicarbonated waters in Santa Fe (Argentina). *Agricultural Water Management*, 88(1-3): 192-200.
- 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.
- Gilani, S. & Bahmanyar, M. 2008. Impact of organic amendment with and without mineral fertilizers on soil microbial respiration. *Journal of Applied Science*, 8: 642-647.
- Giuffré, L. & Ratto, S.E. 2013. Agrosistemas: impacto ambiental y sustentabilidad. Editorial de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. 624 p.
- González Martineaux, S. 2005. Caracterización de los purines de cerdos. Taller de capacitación en evaluación ambiental de planteles ganaderos. Serie Actas del Instituto de Investigaciones Agropecuarias-INIA, 29: 23-44. Temuco, Chile, 7-8/09/2005.
- Hao, X., Chang, C. & Larney, F.J. 2004. Carbon, Nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.*, 33: 37-44.
- Hartenstein, R. & Hartenstein, F. 1981 Physicochemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.*, 10: 377-382.

- Hatfield, J.L., Brumm, M.C. & Melvin, S.W. 1998. Swine manure management. Ch. 4. 78-90. *In*: Wright, R.J., Kemper, W.D., Millner, P.D., Power, J.F. & Korcak, R.F. (Eds.). Agricultural Uses of Municipal, Animal and Industrial Byproducts. Conservation Research Report, 44. USDA ARS. Washington, USA: 135 p.
- Hansen, J.C., and D.G. Strawn. 2003. Kinetics of phosphorous release from manure-amended alkaline soil. *Soil Science* 168:869-879.
- Haug, R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca raton, FL. pp. 71-77.
- Hayes, T.D. & Theis, T.L. 1978. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 50: 61-72.
- Herrero, M.A. & Gil, S. B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en la producción animal. *Ecol. Austral*, 18(3): 273-289.
- Hidalgo, M.D., Del Alamo, J., Granado, I., Nuñez, Y. & Irusta, R. 2001. Reducción del contenido amoniacal del purín porcino mediante la técnica de *stripping*. *Tecnología del Agua*, 208: 22-27.
- Hirzel, J., F. Novoa, P. Undurraga, and I. Walter. 2009. Shortterm effects of poultry litter application on silage maize (*Zea mays* L.) Yield and soil chemical properties. *Compost Science and Utilization* 17(3):189-196.
- HKORC. Compost and Soil Conditioner Quality Standards, Hong Kong Organic Resource Centre <http://www.hkorc-cert.org/en/download.php?cid=7>
- Honeyman, M., Harmond, J., Kliebenstein, J & Richard, T. 2001. Feasibility for hoop structures for market swine en Iowa. *Applied Engineering in Agriculture*, 17(6): 869-874.
- Horan, N., Flestcher, L., Betmal, S., Wilks, S. & Keevil, C. 2004. Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion. *Wate Research*, 38: 1113-1120.
- Hue, N.V. & Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization*, 3(2): 8-15.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.N. & Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost*

- Science and Utilization, 1: 52-65.
- IERAL de Fundación Mediterránea. 2011. Una Argentina Competitiva, Productiva y Federal (Cadena Porcina). Año 17. Edición N°89.
- Iglesias-Jimenez, E. & Perez-García, V. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes*, 27(2): 115-142.
- Iglesias-Jimenez, E., Barral-Silba, M.T. & Marhuenda-Egea, F.C. 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. pp.243-283 *En: Moreno Casco, J. & Moral Gerrero, R. (Eds.). Compostaje. Mundi prensa, Madrid, España.*
- Japenga, J. & Harmsen, K. 1990. Determination of mass balances and ionic balances in animal manure. *Nether. J. Environ. Anal. Chem.*, 38: 353-367.
- Johnson, C., Phillips, K., Scharmm, P., McKenzie, D., Aiken, J. & Pedersen, J. 2006. Prions adhere to soil minerals and remain infectious. *PloS Pathogens*, 2: 296-302.
- Jondreville, C., Revy, P.S. & Dourmad, J.Y. 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livestock Production Science*, 84(2): 147-156.
- Kelleher, B.P., Leahy, J.J., Henthon, A.M., O'Dwyer, T.F., Sutton, D. & Leahy, M.J. 2002. Advances in poultry litter disposal technology-a review. *Bioresource technology*, 83: 27-36.
- Kessler, J., Zogg, M. & Bachler, E. 1994. Phosphor, kupfer und zink im schweinetrog (Phosphorus, copper and zinc in pig slurry). *Agrarforschung*, 1: 480-483.
- Kirchmann, H. & Witter, E. 1992. Composition of fresh, aerobic and anaerobic farm animal dungs. *Bioresour. Technol.*, 40: 137-142.
- Knowlton, K.F. & Kohn, R. 1999. Feeding management to reduce phosphorus losses from dairy farms. *Proceedings of the Mid Atlantic Dairy Management Conference*, 24-25.
- Koopmans, G.F., Chardonb, W.J. & McDowell, R.W. 2007. Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *J. Environ. Qual.*, 36: 305-315.
- Kudva, I., Blanch, K., Hovde, C. 1998. Analysis of *Escherichia coli* O157:H7 Survival in Ovine or Bovine Manure and Manure Slurry. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (9) 3166-3174

- 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 in Brittany (France). *Environmental Pollution*, 97(1-2): 119-130.
- Laesner, N., Kjaergaard, C., Rubaek, G.H. & Magid, J. 2011. Interactions between soil texture and placement of dairy slurry application: II Leaching of phosphorus forms. *J. Environ. Qual.*, 40: 344-351.
- Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L., Satti, P. & Moyano, S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource technology*, 81: 179-186.
- Leconte, M.C., Mazzarino M.J., Stti, P., Iglesias, M.C. & Laos, F. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Management*, 29: 2446-2453.
- Ledesma, L.B.D., Arrendó, I., Bracho González, M., & Suárez, O.D.D. 2006. Determinación de la presencia de parásitos y bacteriófagos en un sistema de tratamiento de aguas residuales. *In: AIDIS. 2006. Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Montevideo, Uruguay. 26-30/11/2006. p. 1-10.*
- Leirós de la Peña, C., Díaz Fierros, F., Carballas, M., Cabaneiro, A., Carballas, T., Gil Sotres, F. & Villar, M. The soil dynamics of cattle slurry. *International Symposium Humus et planta VIII, Nitrogen. Studies about humus*, 2: 317-320.
- Leita, L., Fornasier, F., De Nobili, M., Bertoli, A., Genovesi, Y. & Sequi, P. 2006. Interactions of prion proteins with soil. *Soil biology and biochemistry*, 38: 1638-1644.
- Lemaire, F., Dartigues, A., Riviere, L., Charpentier, S. & Morel, P. 2005. *Cultivos en macetas y contenedores: Principios agronómicos y aplicaciones*. Ed. Mundi-Prensa.Madrid. 110 p.
- Li, G., Li, H., Leffelaar, P.A., Shen, J. & Zhang, F. 2014. Characterization of Phosphorus in Animal Manures Collected from Three (Dairy, Swine, and Broiler) Farms in China. *PLoS ONE*, 9(7): e102698.
- Li, G.S. & Jang, F.S. 1999. The solid waste composting and the organic compound fertilizer is produced. *Flowers-soil and fertilizer*. Chemical industry publishing Co.,

Beijing, China.

- Liu, J., Aronsson, H., Bergström, L. & Sharpley, A. 2012. Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. Springer Plus, 1(53): 1-10.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J. & Shore, R.F. 2000. Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. Science of The Total Environment, 246(2–3): 237-248.
- Ma, J., Ibekwe, A., Yi, X., Wang, H., Yamazaki, A., Crowley, D. & Yang, C. 2011. Persistence of *Escherichia coli* O157:H7 and its mutants in soil. Plos pathogens, 6: 1-9.
- MAFF. 1998. Code of good agricultural practice for the protection of water. MAFF publications. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), London, UK.
- MAGyP (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca). 2010. Ganados y Carnes, Anuario 2010. 452 p.
- Mallmann, F.J.K., dos Santos, D.R., Ceretta, C.A., Cella, C., Simunek, J. & van Oort, F. 2012. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil. Journal of Hazardous Materials, 243:223–231
- Mantovi, P., Bonazzi, G., Maestri, E. & Marmioli, N. 2003. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. Plant Soil, 250: 249-257.
- Marble, S.C. 2009. Evaluation of Composted Poultry Litter Use in Horticulture. A thesis submitted to the Graduate Faculty of Auburn University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science Auburn, Alabama. 117 p.
- Martinez Almela, J. 2000. Selco: Ecopurín. La solución integrada a la problemática de los purines. Tecnoambiente, 96: 51-55.
- Martínez Pereda, J.A. & Carbonell, G. 1996. Riesgo medioambiental en la utilización agraria de purines. Porci, 31: 27-33.
- Martínez, F., Cuevas, G., Calvo, R. & Walter, I. 2003. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. J. Environ. Qual., 32: 472-479.
- Mazzarino, M.J. & Satti, P.S. 2012. Compostaje en la argentina: Experiencias de

producción, calidad y uso. UNRN-Orientación gráfica editoras, Buenos Aires, Argentina. 348 p.

Mazzarino, M.J., Walter, I., Costa, G., Laos, F., Roselli, L. & Satti, P. 1997. Plant response to fish farming wastes in volcanic soils. *J. Environ. Qual.*, 26: 522-528.

McKinley, V.L. & Vestal, J.R. 1985. Effects of different temperatura regimes on microbial activity and biomass in composting municipla sewage sludge. *Canadian Journal of Microbiology*, 31(10): 919-925.

Mendonça, E.S. & Matos, E.S. 2005. *Matéria orgânica do solo: métodos de análises*. Viçosa: UFV. 107 p.

Millares, P. 2012. El trabajo grupal en la producción porcina. Síntesis del Material de las Charlas técnicas, Expo Suipacha 2012. Recuperado de <https://www.yumpu.com/es/document/read/34696413/el-trabajo-grupal-en-la-produccion-porcinapdf>.

Ministerio de Agroindustria. 2016. Anuario Porcino 2016. Área Porcinos. Ministerio de Agroindustria. Buenos Aires, Argentina. 25 p. Recuperado de <https://www.agroindustria.gob.ar>.

Ministerio de Agroindustria. 2017. Anuario Porcino 2017. Área porcinos. Ministerio Agroindustria. Buenos Aires, Argentina. 35 p. Recuperado de <https://www.agroindustria.gob.ar>.

Moral, R., Perez-Murcia, M., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J.; Paredes, C. 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in southeast Spain using easily determined properties. *Waste Management*, 25: 719-725.

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

Ndegwa, P.M., Zhu, J. & Luo, A. 2001. Effects of solid levels and chemical additives on removal of solids and phosphorus in swine manure. *J. Environ. Eng.*, 127(12): 1111-1115.

Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Williams, J.R. & Unwin, R.J. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresour. Technol.*, 70: 23-31.

- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C. & Chambers, B.J. 2003. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of The Total Environment*, 311(1-3): 205-219.
- Ogunwande, G.A., Osunade, J.A. & Ogunjimi, L.A.O. 2008. Effects of carbón to nitrogen ratio and turning frequency on composting chicken litter in turned-windrow piles. *Agricultural*, 99: 7495-7503.
- Oliveira, W. 2006. Uso de agua residuária da suinocultura em pastagens da Brachiária Decumbens e Grama Estrela Cynodom Plesctostachyum. Mestrado em Agronomia. Tese. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. Piracicaba, Brasil.
- Pain, B.F. & Smith, K.A. 1994. Organic manures and nitrate leaching. p. 11-14. *In* Solving the nitrate problem, progress in research and developments. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) Publications, London, UK.
- Pain, B.F. 2000. Control and utilization of livestock manures. p. 343-364. *In*: Hopkins, A. (eEd.) Grass: its production and utilization. 3rd ed. British Grassland Society. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. 456 p.
- Papajova, I., Szanova, E., Juris, P. & Olahova, K. 2005. Asanation of the environment contaminated with enteronematode eggs. *Folia Veterinaria*, 49: S40-S42.
- Parr, J.F., Epstein, E. & Wilson, J.B. 1978. Composting sewage sludge for land application. *Agriculture and Environment*, 4(2): 123-137.
- Paul, J.W. & Beauchamp, E.G. 1993. Nitrogen availability for corn in soils amended with urea, cattle slurry, and solid and composted manures. *Canadian Journal of Soil Science*, 73: 253-266.
- Pederson, G.A., Brink, G.E. & Fairbrother, T.E. 2002. Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: nitrogen, phosphorus, potassium, copper, and zinc. *Agronomy Journal*, 94(4): 895-904.
- Pérez, F. & Urrea, M. 2011. Abastecimiento de aguas. Tema 6: Coagulación y floculación. Universidad Politécnica de Cartagena. 34 p. Recuperado de http://ocw.bib.upct.es/pluginfile.php/6019/mod_resource/content/1/Tema_06_COAGULACION_Y_FLOCULACION.pdf
- Piccinini, S. & Bortone, G. 1991. The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid

methods of assessment. *J. Agric. Eng. Res.*, 49,197-208.

Pinelli Saavedra, A., García Contreras, A. del C., Latorre Górriz, M.A., Gpe De Loera Ortega, Y., Palomo Yagüe, A., Bauza Devessi, R. & Sanchez, Y.P. 2012. Manejo de alimentación y agua. Pp. 42-54. *En: del Castillo Pérez, S.V., Ruíz, A., Hernández, J. & Gasa, J. (Eds.). 2012. Manual de Buenas Prácticas de Producción Porcina. Lineamientos generales para el pequeño y mediano productor de cerdos. Red Porcina Iberoamericana.*

Plachá, I., Venglovský, J., Sasáková, N. & Svoboda, I.F. 2001. The effect of summer and winter seasons on the survival of salmonella typhimurium and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry. *Journal of Applied Microbiology*, 91(6): 1036-1043.

Plaza, C., García Gil, J., Soler Rovira, P. & Polo, A. 1999. Problemática de los purines en España: Su aprovechamiento Agrícola como solución. *Residuos*, 49: 83-86.

Plaza, C., García-Gil, J. & Polo, A. 2007. Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. *Biodegradation*, 18: 159-165.

Pratt, P.F. 1979. Management restrictions in soil application of manure. *Journal of Animal Science*, 48: 134-143.

Provincia de Buenos Aires Resolución 336/2003. Anexo II. Parámetros de calidad de las descargas límites admisibles. Recuperado de: http://www.citsa.com.ar/descargas/18_Archivo.pdf

Queiroz, F.M., Matos, A.T., Pereira, O.G. & Oliveira, R.A. 2004. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. *Ciência Rural*, 34: 1487-1492.

Resolución SENASA 264. 2011. Manual para el registro de Fertilizantes, enmiendas, sustratos, acondicionadores, protectores y materias primas en la República Argentina. Octubre, 2017.

Rico, J.L., Garcia, H., Rico, C. & Perez, N. 2006. Two-factor design for coagulant/flocculant doses effect for solid-liquid separation of dairy manure. *Environmental Technology*, 27(2): 143-151.

Riera, N., Barbaro, L., Karlanian, M., Beily, M., Rizzo, P., Crespo, D.E. & Giuffré, L. 2018. Evaluation of compost of swine waste as amendment for production of cut

- wallflowers (*Matthiola incana*). IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT), 12(2) Ver. I: 01-09.
- Riera, N., Beily, M., Viton, M., Giuffré, L. & Crespo, D.E. 2018. Removal of organic matter and nutrients from a porcine effluent, through geo-containment filtration. IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science (IOSR-JAVS), 11(1) Ver. III: 35-41.
- Riera, N., Della Torre, V., Rizzo, P., Butti, M., Bressan, F., Zarate, N., Weigandt, C. & Crespo, D. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. Revista FCA UNCUIYO, 46(1): 195-203.
- Riffaldi, R., Saviozzi, A. & Levi-Minzi, R., 1996. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. Biology and Fertility of Soils, 22(4): 293-298.
- Rizzo, P., Della Torre, V., Riera, N., Crespo, D., Barrena, R. & Sánchez, A. 2015. Co-composting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. Journal of Material Cycles and Waste Management, 17(1):42-50.
- Robert Pullés, M., Agramonte Hernández, M., Cruz Arias, M. & Cruz Martinez, E. 2010. Evaluación microbiológica del sistema de cama profunda en la crianza porcina. CENIC. Ciencias biológicas, 41: 1-10.
- Ros, M., Garcia, C. & Hernández, T. 2006. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. Waste Management, 26(10): 1108-1118.
- Ros, M., Hernandez, M. & Garcia, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. Soil Biology & Biochemistry, 35: 463-469.
- Ruiz, R. 2005. Uso de lodos en especies frutales. pp. 73-84. Serie Actas INIA N° 27. In: González, S., Tapia, F. & Ruiz, R. (Eds.). Seminario Uso Benéfico de Lodos, Pto. Valorización de lodos como fertilizante. INIA CRI La Platina, Stgo. Chile.
- Rynk, R., van de Kamp, M., Willson, G.B., Singley, M.E., Richard, T.L., Kolega, J.J., Gouin, F.R., Laliberty, L.Jr., Kay, D., Murphy, D.W., Hoitink, H.A.J. & Brinton, W.F. 1992. On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service: USA. 187 p.
- SAMLA. 2004. Recopilación de técnicas de laboratorio. Formato CD-ROM. ISBN 987-

9184-40.

Sánchez, M. & González, J. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, 96: 1117-1123.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C. & Bernal, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturing of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.*, 78: 301-308.

Santamaría, J. & Toranzos, G. 2003. Enteric pathogens and soil: a short review. *International Microbiology*, 6: 5-9.

Santos, A., Irañeta, I. & Abaigar, A. 2002. Purín Porcino ¿Fertilizante o contaminante? *Navarra Agraria*. Pp.9-24.

Sasal, C., Andriulo, A., Ullé, J., Abrego, F. & Bueno, M. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas. *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*, 18(2): 95-104.

Schoumans, O.P. & Groenendijk, P. 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *J. Environ. Qual.*, 29: 111-116.

Scotford, J.M., Cumby, T.R., Han, L. & Richards, P.A. 1998b. Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *J. Agric. Eng. Res.*, 69: 217-228.

Scotford, J.M., Cumby, T.R., White, R.P., Carton, O.T., Lorenz, F. & Hatterman, U. 1998a. Estimation of the nutrient value of agricultural slurries by measurement of physical and chemical properties. *J. Agric. Eng. Res.*, 71: 291-305.

Semenas, L. 2012. Patógenos en residuos orgánicos. pp. 29-15. *En: Mazzarino, M.J. & Satti P. (Eds). Compostaje en la argentina: Experiencias de producción, calidad y uso UNRN- Orientación gráfica editora, Buenos Aires, Argentina. 348 p.*

SENASA & Secretaria de Control y Monitoreo Ambiental. 2019. Marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost. Resolución conjunta 1/2019. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria y Secretaria de Control y Monitoreo Ambiental. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resolución-1-2019-318692>.

- Shurtleff, M.C. & Averre III, C.W. 2000. Diagnosing Plant Diseases Caused by Nematodes. Chapter 2 Methods. Extracting Nematodes from Plant Tissue or Soil. Centrifugal flotation. pp: 37-38. APS Press. 187 p.
- Sims, J.T. & Wolf, D.C. 1994. Poultry waste management: agricultural and environmental issues. *Advances in Agronomy*, 52: 1-83.
- Sims, M.T & Sharpley, A.N. (Eds.). 2005. Phosphorus, Agriculture and the Environment. American Soc. Of Agronomy Monogr. ASA, Madison, EEUU. 1121 p.
- Singh, P., Gamal El-Din, M., Bromley, D. & Ikehata, K. 2006. Alum settling and filtration treatment of liquid swine manure. *Transactions of the ASABE*, 49(5): 1487-1494.
- Sistani, K.R., Brink, G.E., Adeli, A., Tewolde, H. & Rowe D.E. 2004. Year-round soil nutrient dynamic from broiler Litter application to bermudagrass. *Agronomy Journal*, 96: 525-530.
- Smith, C., Booth, C. & Pedersen, J. 2011. Fate of prions in soil: a review. *Journal of Environmental Quality*, 40: 449-461.
- Smith, K., Chalmers, A., Chambers, B. & Christie, P. 1998. Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management. *Soil Use and Management*, 14: 154-159.
- Soliva, M. 2001. Compostatge i gestió de residus orgànics. *Estudis i monografies no. 21* Àrea de Medi Ambient, Diputació de Barcelona. 111 p.
- Speir, T.W., Horswell, J., van Schaik, A.P., McLaren, R.G. & Fietje, G. 2004. Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture. *Biology and Fertility of Soils*, 40(5): 349-358.
- Stentiford, E.I., Mara, D.D. & Raylor, P.L. 1998. Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage in static piles. Gasser J.K.R. *Composting of Agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science, London. Pp 42-55.
- Strauss, M. 1995. Health (pathogen) considerations regarding the use of human waste in aquaculture. Abstracts of II International Conference of Ecological Engineering Wastewater Treatment, Waedenswil, Suíça. Pp.1-15.
- Sutton, A.L., Melvin, S.W. & Vanderholm, D.H. 1984a. Fertilizer Value of Swine Manure. AS-453. Ames, Iowa, USA: Iowa State Cooperative Extension Service. p. 6.

- Sutton, A.L., Nelson, D.W., Hoff, J.D. & Mayrose, V.B. 1982. Effects of injection and surface applications of liquid swine manure on corn yield and soil composition. *J. Environ. Qual.*, 11: 468-472.
- Sutton, A.L., Nelson, D.W., Mayrose, V.B. & Nye, J.C. 1978. Effects of liquid swine waste applications on corn yield and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.*, 7: 325-333.
- Sutton, A.L., Nelson, D.W., Mayrose, V.B., Nye, J.C. & Kelly, D.T. 1984b. Effects of varying salt levels in liquid swine manure on soil composition and corn yield. *J. Environ. Qual.*, 13: 49-59.
- Tambone, F., Terruzzi, L., Scaglia, B. & Adani, F. 2015 Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. *Waste Management*, 35: 55-61.
- Tiquia, S.M., Richard, T.L. & Honeyman, M.S. 2002. Carbon, nitrogen and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62: 15-24.
- Tognetti, C., Laos, F., Mazzarino, M. & Hernandez, M. 2005. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization*, 13: 6-13.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. & Laos, F. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology*, 98: 1067-1076.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. & Laos, F. 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 2290-2296.
- Turan, N.G. 2008. The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource Technology*, 99: 2097-2101.
- Turan, N.G., Akdermir, A. & Ergun, O.N. 2009. Removal of volatile organic compounds by natural materials during composting of poultry litter. *Bioresource Technology*, 100: 798-803.
- Unwin, R.J. 1977. Copper in pig slurry: Some effects and consequences of spreading on grassland. *In: Inorganic pollution in agriculture, MAFF Reference Book*, 326: 306-319. HMSO, London.

- USDA & USCC. 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC). United States Department of Agriculture (USDA) & United States Composting Council. Thompson, W. H. (Ed.)
- USEPA. 1985. Hazardous Waste management System; Proposed rule and Request for Comment Federal Register: Part 2, 40 CFR Part 261.
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. U. S. Gov. Print. Office, Federal Register 58: 9248-9415 Washington D.C., EEUU.
- USEPA. 1999. Standards for the use or disposal of sewage sludge. 40 CFR Part 503. Proposed rule. Federal Register 64: 72045-72062 Washington D. C., EEUU.
- Valbuena, D., Díaz, O., Botero, L., & Cheng, R. 2002. Detección de helmintos intestinales y bacterias indicadoras de contaminación en aguas residuales tratadas y no tratadas. *Interciencia*, 27(12): 710-714.
- Vanotti, M., Muller, P., Hunt, P. & Ellison, A. 2002. Control de patógenos en los purines de cerdo mediante tratamiento de nitrógeno y de fósforo. *ARS - USDA*. Pp. 69-79.
- Vanotti, M.B, Szogi, A.A, Hunt, P.G. 2002b. Straction of soluble phosphorus from swine wastewater. *ASAE Documento N° 02-04098*. St Joseph, Mich: ASAE.
- Vanotti, M.B. & Hunt, P.G. 1999. Soilds and nutrient removal from flushed swine manure using polyacrylamides. *Transactions of the ASAE*, 42(6): 1833-1840.
- Vanotti, M.B., Rashash, D.M.C. & Hunt, P.G. 2002. Solid-liquid separation of flushed swine manure with PAM: effect of wastewater strength. *Transactions of the ASAE*, 45(6): 1959-1969.
- Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Hunt, P.G., Millner, P.D. & Humenik, F.J. 2007. Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. *Bioresource Technology*, 98(17): 3184-3194.
- Varnero, M.T., Faúndez, P., Santibáñez, C. & Alvarado, P. 2004. Evaluación de lodo fresco y compostado como materia prima para la elaboración de sustrato. *Simposio de las Ciencias del Suelo “Residuos orgánicos y su uso en sistemas agroforestales*. Pp 361-365, Temuco, Chile. 5-6/08/2004.
- Venglovsky, J., Sasakova, N. & Placha, I. 2009. Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land

application. *Bioresource Technology*, 100(22): 5386-5391.

Vieites, C., Basso, L., Basso, C., de Caro, A., Cruchaga, R., Fernández, E., Campagna, D. & Somenzini, D. 1997. *Producción Porcina. Estrategias para una actividad sustentable*. Editorial Hemisferio Sur. 506 p.

Wang, C.M., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J. 2004. Maturity indices of composted dairy and pigmanures. *Soil Biol. Biochem.*, 36: 767-776.

Wang, F., Sims, J.T. Ma, L., Ma, W., Dou, Z. & Zhang, F. 2011. The Phosphorus Footprint of China's Food Chain: Implications for Food Security, Natural Resource Management, and Environmental Quality. *J. Environ. Qual.*, 40: 1081-1089.

Waste & Resources Action Program (WRAP). 2011. Guidelines for the specification of quality compost for use in growing media. Recuperado de: www.wrap.org.uk

Wiese, A.F., Sweeten, J.M., Bean, B.W., Salisbury, C.D. & Chenault, E.W. 1998. High temperature composting of cattle feedlot manure kills weed seed. *Applied Engineering in Agriculture*, 14: 377-380.

Worley, J.W. & Das, K. C. 2000. Swine manure solids separation and composting using alum. *Applied Eng. in Agric.*, 16(5): 555-561.

Worley, J.W., Bass, T.M. & Vendrell, P.F. 2004. Field test of geotextile tube for dewatering dairy lagoon sludge. ASABE Annual Meeting 2004, Paper N° 044078.

Worley, J.W., Bass, T.M. & Vendrell, P.F. 2008. Use of geotextile tubes with chemical amendments to dewater dairy lagoon solids. *Bioresource technology*, 99: 4451-59.

Yagüe, M.R. & Quílez, D. 2010a. Response of maize yield, nitrate leaching, and soil nitrogen to pig slurry combined with mineral nitrogen. *J. Environ. Qual.*, 39: 686-696.

Yagüe, M.R. & Quílez, D. 2010b. Cumulative and residual effects of swine slurry and mineral nitrogen in irrigated maize. *Agron. J.*, 102: 1682-1691.

Young, J.B., Riera, N., Beily, M.E., Bres, P.A., Crespo, D.C. & Ronco, A.E. 2012. Toxicity of effluents from an anaerobic bioreactor of cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76(2): 182-186.

Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I. & Quezada, L. 2002. Microbial activity in a volcanic

ash soil under different agricultural management. *Agricultura Técnica*, 62(2): 297-309.

Zaman, M., Di, H.J. & Cameron, K.C. 1999. A field study of gross rates of N mineralization and nitrification and their relationships to microbial biomass and enzyme activities in soils treated with dairy effluent and ammonium fertilizer. *Soil Use and Management*, 15: 188-194.

Zhang, R.H. & Lei, F. 1998. Chemical treatment of animal manure for solid-liquid separation. *Transactions of the ASAE*, 41(4): 1103-1108.

Zhang, R.H. & Westerman, P.W. 1997. Solid-liquid separation of animal manure for odor control and nutrient management. *Applied Eng. in Agric.*, 13(5): 657-664.

Zhu, K., Gamal El-Din, M., Moawad, A.K. & Bromley, D. 2004. Physical and chemical processes for removing suspended solids and phosphorus from liquid swine manure. *Environmental Technology*, 25(10): 1177-1188.

Zucconi, F. & de Bertoldi, M. 1987. Compost specification for the production and characterization of compost from municipal solid waste. K: de Bertoldi M., Ferranti M.P., Hermite P.L. y Zucconi F. (eds). *Compost: producción Quality and use*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking Inglaterra, pp 30-50.

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M. & De Bertoli, M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. pp. 73-80. *In*: Gasser, J.K.R (Ed.). *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier, London, U.K.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. & De bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Byocycle*, 22(4): 54-57.