



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR**

TESIS DE DOCTORADO EN AGRONOMÍA

“Evaluación del proceso de compostaje de residuos sólidos orgánicos.  
Respuesta agronómica de su utilización en un  
cultivo de cebolla (*Allium cepa* L.)”

**Ing. Agr. Luciano Orden**

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018

## **PREFACIO**

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de **Doctor en Agronomía, de la Universidad Nacional del Sur** y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos de la investigación llevada a cabo en la **Estación Experimental Agropecuaria INTA Ascasubi** financiada con una **Beca de Perfeccionamiento Profesional de INTA**, durante el período comprendido entre **octubre de 2011 y octubre de 2016**, bajo la dirección del Docente Investigador **Dr. Ing. Agr. Roberto A. Rodríguez**, Profesor Titular de la Carrera de Ingeniería Agronómica, Dpto. de Agronomía, UNS.

**Ing. Agr. Luciano Orden**



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR  
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el 29/05/2018, mereciendo la calificación de 10 (diez).

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

**Dr. Ing. Agr. Roberto A. Rodríguez**

*A mis padres Alicia y Rubén  
Por su excelente ejemplo de esfuerzo y trabajo*

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a cada una de las personas que de forma directa o indirecta me ayudaron a poder llevar adelante esta tesis. A los que con la entropía generada a mí alrededor me incitaron a redoblar mis esfuerzos para no claudicar. A los que durante el transcurso de este trabajo tuvieron que partir, a los que llegaron, a los que están en camino (¡Agustín!) y a los que siempre estuvieron y estarán...

✚ A mi Director, Roberto Rodríguez, por confiar en mí desde el primer día en que llegué a su oficina, por creer que podía llevar adelante este trabajo redoblándome la apuesta y presentar el proyecto para Doctorado. Por ayudarme en mis primeros pasos en el camino de la investigación transmitiéndome conocimientos técnicos y por sobre todas las cosas aconsejándome, predicando con su ejemplo valores de ética profesional.

✚ A Uki, mi gran amor y compañera de vida, quien se bancó y me bancó todos los días, ayudándome en lo anímico brindándome cariño y comprensión.

✚ A mi Chari, que desde que nació me conoce persiguiendo este objetivo y que ahora va estar la compu disponible para ver los “Animales de la Granja”.

✚ A mis padres, que me apoyaron de forma incondicional, transmitiendo amor junto con valores y principios solidarios.

✚ A mi bobo y a mi zeide, que estuvieron ahí siempre pendientes, esperándome almorzar cuando me tocaba ir al Dpto. de Agronomía a trabajar y me volvía para Ascasubi con los bolsillos llenos de caramelos.

✚ A mi hermano Ferni, que a pesar de la distancia me hacía el aguante escuchándome y conversando de distintos temas.

✚ A mi grupo de amigos de toda la vida, que me preguntaban cuando iba a terminar y empezar asistir nuevamente a los asados.

✚ A mis compañeros de trabajo de INTA, Seba, Caro, Andrea, Vero, Juan, Patricio, Luciana, Romina, Pipi, Tito, Beto, Javi y Jorge. Todos ellos siempre estuvieron dispuestos a darme una mano, a cebarme mate, ayudarme con los muestreos, con algún diseño experimental y colaborar en los ensayos a campo y de laboratorio.

✚ A Estelita y Chela, que me asisitieron con la parte administrativa, papeles, formularios y más papeles que tuve que presentar.

✎ A mis colegas y compañeros de Agronomía, Carlos, Damián, Gastón y Fercho, con quienes compartimos experimentos, publicaciones y algunas charlas haciendo catarsis durante nuestros posgrados.

✎ A profesionales que desinteresadamente me dieron su apoyo: Maximiliano Garay (Edafología-Dpto. Agronomía UNS), Nélide Wizner y Ricardo Camina (Bioestadística-Dpto. Matemática UNS) Valeria Faggioli (EEA INTA Marcos Juárez), Nicolás Ferreiro (INBIOMA-CONICET), Juan Pons (IADO-CONICET), Ramiro Gonzáles Matute (CERZOS-CONICET), Jorge Ullé (Coord. REDAE- EEA INTA San Pedro).

✎ A la UNS, por permitirme estudiar en un ámbito confortable y con un excelente nivel académico, formando parte de la educación pública nacional.

# Índice

---

## ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
INDICE DE FIGURAS.....	ix
INFOGRAFÍA.....	xiii
RESUMEN .....	xv
ABSTRACT .....	xvii

### Capítulo 1: Compostaje de residuos sólidos orgánicos de origen

agropecuaria. ....	- 2 -
<b>1.1 Introducción</b> .....	<b>- 2 -</b>
1.1.1 Problemática de los residuos sólidos orgánicos .....	- 2 -
1.1.2 Conceptos generales del compostaje y características del proceso ....	- 6 -
<b>1.2 Objetivos</b> .....	<b>- 12 -</b>
1.2.1 General .....	- 12 -
1.2.2 Específicos.....	- 12 -
<b>1.3 Hipótesis</b> .....	<b>- 13 -</b>
<b>1.4 Materiales y Métodos</b> .....	<b>- 13 -</b>
1.4.1 Preparación y manejo de las pilas de compostaje .....	- 13 -
1.4.2 Toma y preparación de las muestras de compost .....	- 18 -
1.4.3 Análisis de las muestras de compost.....	- 19 -
1.4.4 Análisis estadísticos.....	- 19 -
<b>1.5 Resultados y discusión</b> .....	<b>- 19 -</b>
1.5.1 Desarrollo del proceso de compostaje.....	- 19 -
1.5.2 Caracterización agronómica del compost maduro .....	- 24 -
<b>1.6 Conclusiones</b> .....	<b>- 27 -</b>



<b>Capítulo 2: Herramientas tecnológicas para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos mediante la técnica de compostaje de pilas con volteo a campo.</b> .....	<b>- 30 -</b>
<b>2.1 Introducción</b> .....	<b>- 30 -</b>
<b>2.2 Objetivos</b> .....	<b>- 33 -</b>
2.2.1 General .....	- 33 -
2.2.2 Específicos.....	- 33 -
<b>2.3 Hipotésis</b> .....	<b>- 33 -</b>
<b>2.4 Máquina removedora de compost</b> .....	<b>- 33 -</b>
2.4.1 Descripción .....	- 33 -
2.4.2 Especificaciones técnicas .....	- 35 -
<b>2.5 Tanque té de compost</b> .....	<b>- 38 -</b>
2.5.1 Descripción .....	- 38 -
2.5.2 Especificaciones técnicas .....	- 39 -
<b>2.6 Sensores</b> .....	<b>- 40 -</b>
2.6.1 Descripción .....	- 40 -
2.6.2 Especificaciones técnicas .....	- 44 -
<b>2.7 Conclusiones</b> .....	<b>- 45 -</b>
<b>Capítulo 3: Dinámica y liberación de N, P y C post aplicación de compost al suelo.</b> .....	<b>- 47 -</b>
<b>3.1 Introducción</b> .....	<b>- 47 -</b>
<b>3.2 Objetivos</b> .....	<b>- 50 -</b>
3.2.1 General .....	- 50 -
3.2.2 Específicos.....	- 50 -
<b>3.3 Hipótesis</b> .....	<b>- 50 -</b>
<b>3.4 Materiales y Métodos</b> .....	<b>- 50 -</b>
3.4.1 Caracterización de los suelos .....	- 50 -

3.4.2 Enmiendas utilizadas .....	- 51 -
3.4.3 Preparación de los microcosmos para incubación en laboratorio .....	- 53 -
3.4.3.1 Mineralización N .....	- 53 -
3.4.3.2 Liberación de P .....	- 55 -
3.4.3.3 Mineralización C .....	- 55 -
3.4.4 Diseño experimental y análisis estadístico .....	- 56 -
3.4.4.1 Mineralización de N .....	- 56 -
3.4.4.2 Liberación de P .....	- 56 -
3.4.4.3 Mineralización de C .....	- 57 -
<b>3.5 Resultados y discusión .....</b>	<b>- 57 -</b>
3.5.1 Primera Incubación .....	- 57 -
3.5.1.1 Dinámica del N.....	- 57 -
3.5.1.2 Dinámica del P .....	- 61 -
3.5.1.3 Dinámica del C.....	- 64 -
3.5.2 Segunda Incubación .....	- 67 -
3.5.2.1 Dinámica del N.....	- 67 -
3.5.2.2 Dinámica del P .....	- 71 -
3.5.2.3 Dinámica del C.....	- 75 -
<b>3.6 Conclusiones .....</b>	<b>- 78 -</b>
<b>Capítulo 4: Efecto de las enmiendas orgánicas sobre el rendimiento de un cultivo de cebolla bajo manejo agroecológico y el suelo. ....</b>	<b>- 80 -</b>
<b>4.1 Introducción .....</b>	<b>- 80 -</b>
<b>4.2 Objetivos.....</b>	<b>- 84 -</b>
4.2.1 General .....	- 84 -
4.2.2 Específicos.....	- 84 -
<b>4.3 Hipótesis.....</b>	<b>- 84 -</b>

<b>4.4 Materiales y Métodos</b> .....	<b>- 84 -</b>
4.4.1 Sitio del ensayo y diseño experimental.....	- 84 -
4.4.2 Análisis de suelo .....	- 91 -
4.4.2.1. Indicadores biológicos.....	- 91 -
4.4.2.2 Indicadores químicos .....	- 94 -
4.4.3 Análisis de plantas .....	- 95 -
4.4.4 Análisis estadísticos.....	- 97 -
<b>4.5 Resultados y discusión</b> .....	<b>- 97 -</b>
4.5.1 Efecto de las enmiendas sobre las variables edáficas.....	- 97 -
4.5.1.1 Indicadores biológicos.....	- 97 -
4.5.1.2 Indicadores químicos .....	- 107 -
4.5.2 Efecto de las enmiendas sobre el rendimiento del cultivo .....	- 114 -
4.5.2.1 Análisis de plantas .....	- 114 -
4.5.2.2 Rendimiento y poscosecha .....	- 120 -
<b>4.6 Conclusiones</b> .....	<b>- 122 -</b>
<b>CONCLUSIONES GENERALES</b> .....	<b>- 123 -</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>- 125 -</b>
<b>ANEXO</b> .....	<b>- 149 -</b>

# Índice de Tablas

---

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización de los materiales iniciales .....	- 15 -
Tabla 2. Análisis agua de riego utilizada para humedecer pilas compost.....	- 17 -
Tabla 3. Composición del compost obtenido. ....	- 26 -
Tabla 4. Concentración de EPT en compost y valores máximos permitidos. ...	- 27 -
Tabla 5. Características químicas de los suelos utilizados. ....	- 51 -
Tabla 6. Abonos orgánicos utilizados en incubación aeróbica.....	- 52 -
Tabla 7. Caracterización de los compost utilizados en las incubaciones.....	- 52 -
Tabla 8. Porcentaje de $\text{NO}_3^-$ respecto del Ni mineralizado. ....	- 59 -
Tabla 9. Datos del $\text{NO}_3^-$ mineralizado en las fechas de muestreo. ....	- 59 -
Tabla 10. Indicadores de disponibilidad de P. ....	- 63 -
Tabla 11. Comparación de estimaciones de parámetros del modelo ajustado. -	66 -
Tabla 12. Datos del $\text{NO}_3^-$ mineralizado en el suelo HA.....	- 69 -
Tabla 13. Datos del $\text{NO}_3^-$ mineralizado en SP. ....	- 70 -
Tabla 14. Datos del Pe mineralizado en SP. ....	- 74 -
Tabla 15. Indicadores de disponibilidad de P. ....	- 75 -
Tabla 16. Comparación de estimaciones de parámetros del modelo ajustado. -	78 -
Tabla 17. Características de la semilla de cebolla utilizada.....	- 87 -
Tabla 18. Características físico químicas del té de compost. ....	- 90 -
Tabla 19. Detalle de los abonos y los tratamientos utilizados.....	- 90 -
Tabla 20. Características físico químicas de agua de riego del ensayo. ....	- 91 -
Tabla 21. Descripción de los muestreos. ....	- 91 -
Tabla 22. Sustratos utilizados en la determinación de la AEE del suelo.....	- 91 -
Tabla 23. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la $\beta$ -glucosidasa en muestras de suelo (0-10 cm). ....	- 101 -
Tabla 24. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la fenol oxidasa en muestras de suelo (0-10 cm). ....	- 102 -
Tabla 25. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la fosfatasa ácida en muestras de suelo (0-10 cm). ....	- 103 -
Tabla 26. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la leucina aminopeptidasa en muestras de suelo (0-10 cm). ....	- 104 -
Tabla 27. Efecto de los tratamientos sobre la respiración potencial microbiana sobre las muestras de suelo (0-10 cm). ....	- 105 -

Tabla 28. Efecto de los tratamientos sobre el carbono de la biomasa microbiana sobre las muestras de suelo (0-10 cm).....	- 106 -
Tabla 29. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-10 cm, pre trasplante del cultivo 2014/15. ....	- 110 -
Tabla 30. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-10 cm, pre trasplante del cultivo 2015/16. ....	- 111 -
Tabla 31. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-20 cm, pre trasplante del cultivo 2014/15. ....	- 112 -
Tabla 32. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-20 cm, pre trasplante del cultivo 2015/16. ....	- 113 -
Tabla 33. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de nutrientes del análisis de tejido vegetal del primer muestreo del cultivo 2014/15. ....	- 118 -
Tabla 34. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de nutrientes del análisis de tejido vegetal del segundo muestreo del cultivo 2015/16.....	- 119 -

# Índice de Figuras

---

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Pila de compost y su interacción con el medio ambiente.....	- 7 -
Figura 2. Esquema de sistemas de compostaje. ....	- 8 -
Figura 3. Evolución de la relación C/N durante el proceso de compostaje. ....	- 10 -
Figura 4. Variación típica de la temperatura durante el compostaje. ....	- 12 -
Figura 5. Carga y traslado de los residuos utilizados.....	- 14 -
Figura 6. Esquema de las pilas de compost con volteo mecanizados al aire. ...	- 16 -
Figura 7. Tractor con pala armando pilas de compost. ....	- 16 -
Figura 8. Remoción mecanizada de pilas de compost.....	- 18 -
Figura 9. Sectores de monitoreo y de muestreo para los análisis.....	- 18 -
Figura 10. Evolución de la temperatura durante el compostaje .....	- 21 -
Figura 11. Evolución del pH durante el compostaje .....	- 22 -
Figura 12. Evolución de la CE durante el compostaje. ....	- 23 -
Figura 13. Evolución de la relación C/N durante el compostaje.....	- 24 -
Figura 14. Aprovechamiento de residuos agropecuarios.....	- 30 -
Figura 15. Vista lateral del prototipo de máquina desarrollado. ....	- 34 -
Figura 16. Vista superior de la máquina. ....	- 36 -
Figura 17. Vista lateral del tanque para producir té de compost. ....	- 38 -
Figura 18. Vista superior del tanque para producir té de compost.....	- 39 -
Figura 19. Sistema de sensores con telemetría en pila de compost.....	- 41 -
Figura 20. Diagrama esquemático monitoreo de las pilas de compost.....	- 43 -
Figura 21. Salida gráfica para la interpretación de los datos registrados.....	- 44 -
Figura 22. Vista general incubaciones aeróbicas.....	- 54 -
Figura 23. Aplicación de enmiendas orgánicas en los microcosmos. ....	- 54 -
Figura 24. Dinámica de las distintas formas de N mineralizado.....	- 60 -
Figura 25. Inmovilización inicial del Nnet de los compost. ....	- 61 -
Figura 26. Efecto del tipo de compost en la Nmin post aplicación al suelo.....	- 61 -
Figura 27. Dinámica de Pe suelos tratados con las distintas enmiendas. ....	- 63 -
Figura 28. Regresiones lineares de la disponibilidad de P durante el ensayo. .	- 63 -
Figura 29. Tasa de mineralización de C-CO <sub>2</sub> .....	- 66 -
Figura 30. Mineralización acumulada de C-CO <sub>2</sub> .....	- 67 -
Figura 31. Dinámica de las distintas formas de N mineralizado.....	- 69 -
Figura 32. Nnet. A) Suelo SP B) Suelo HA. ....	- 71 -
Figura 33. Nmin. A) Suelo SP B) Suelo HA. ....	- 71 -

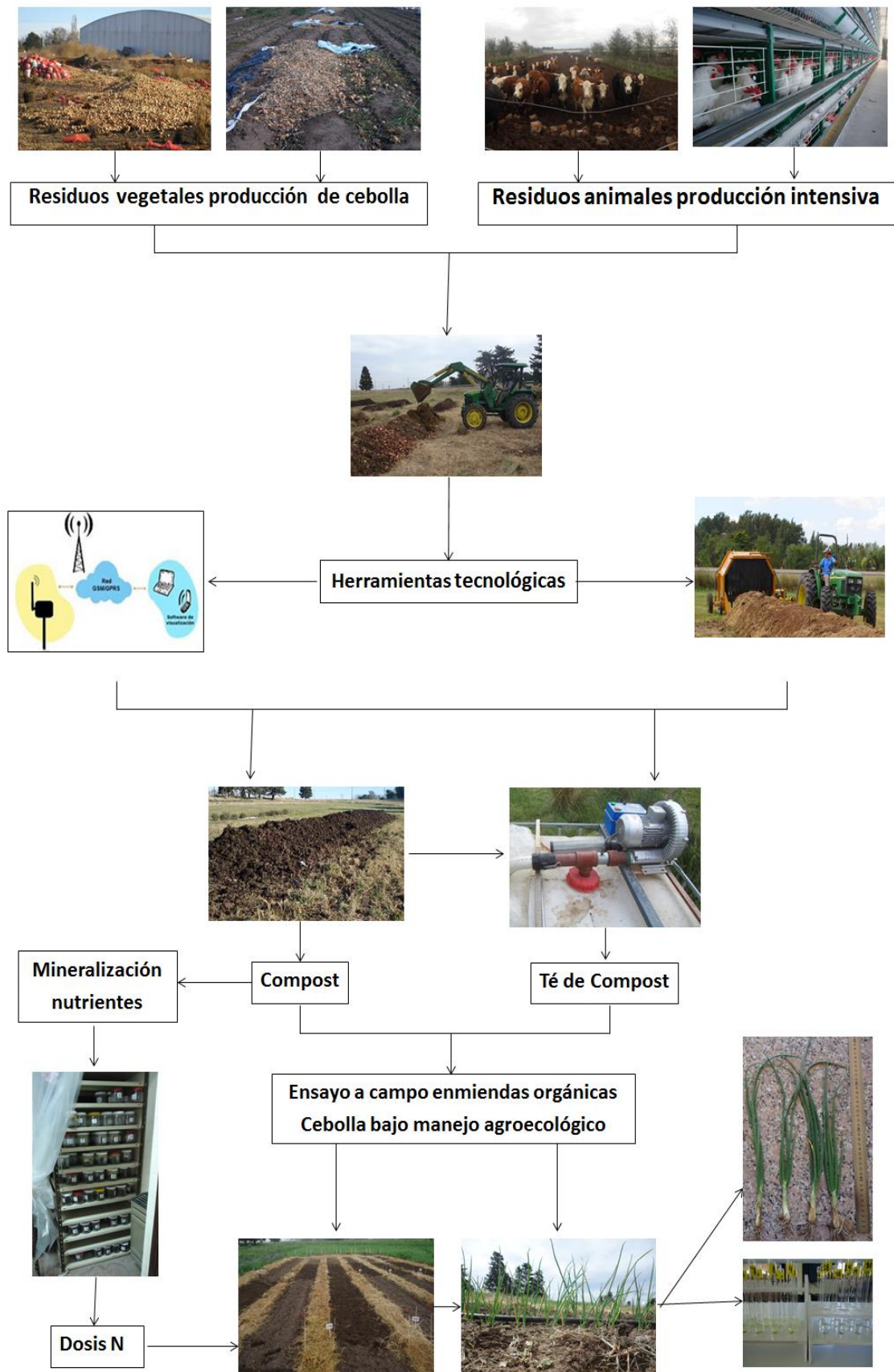


Figura 34. Dinámica de Pe en suelos tratados con las distintas enmiendas ....	- 73 -
Figura 35. Regresiones lineares de la disponibilidad de Pe en el suelo HA. ....	- 73 -
Figura 36. Regresiones lineares de la disponibilidad de Pe en el suelo SP. ....	- 74 -
Figura 37. Mineralización acumulada de C-CO <sub>2</sub> . Suelo A) SP B) H .....	- 77 -
Figura 38. Tasa de mineralización de C-CO <sub>2</sub> . Suelo A) SP B) HA.....	- 77 -
Figura 39. Mapa y ubicación sitio experimental. ....	- 86 -
Figura 40. Diagramas ombrotérmicos:.....	- 88 -
Figura 41. Vista del almácigo de cebolla a campo.....	- 89 -
Figura 42. Trasplante manual de plantines de cebolla.....	- 89 -
Figura 43. Vista general del ensayo.....	- 90 -
Figura 44. Foto muestreo de plantas .....	- 96 -
Figura 45. Detalle de una unidad experimental .....	- 96 -
Figura 46. Indicadores biológicos de suelo.....	- 100 -
Figura 47. Cuantificación del número de hojas en muestreos de plantas.....	- 115 -
Figura 48. Calibre del pseudotallo en muestreo de plantas. ....	- 115 -
Figura 49. Medición de la altura en muestreo de plantas .....	- 116 -
Figura 50. Peso de la biomasa en muestreo de plantas. ....	- 116 -
Figura 51. Rendimiento promedio de cebolla (kg ha <sup>-1</sup> ). ....	- 121 -
Figura 52. Descarte promedio de cebolla (kg ha <sup>-1</sup> ). ....	- 122 -

# Infografía

---

# INFOGRAFÍA



# Resumen

---

## RESUMEN

El Valle Bonaerense del río Colorado (VBRC) está ubicado en el sur de la provincia de Buenos Aires. La actividad agropecuaria intensiva que prevalece es la siembra de cebolla (13.000 ha año<sup>-1</sup>), siendo la principal zona cebollera destinada a la exportación de Argentina. Se generan luego de la limpieza, clasificación y empaque de los bulbos, grandes volúmenes de residuos sólidos orgánicos (RSO) que quedan en el ambiente convirtiéndose en una fuente de contaminación. El tratamiento de los RSO para su utilización como combustible y fertilizante son prácticas de reciclaje comunes y constituyen una alternativa apropiada. El sistema de compostaje se utiliza con éxito en todo el mundo para tratar los residuos y está siendo adoptado ampliamente en nuestro país. Además, el aporte de MO proveniente de los RSO es fundamental en el manejo de la fertilidad de los suelos en sistemas agropecuarios bajo manejo agroecológico. Es necesario optimizar el reciclaje de los nutrientes de los compost considerando no solo criterios agronómicos sino también ambientales, por lo que es indispensable conocer la dinámica de su degradación post aplicación al suelo. Esta tesis tiene como objetivo acercar principios básicos para el manejo de los RSO en sistemas agropecuarios, en dónde la aplicación de las técnicas de compostaje son alternativas que los productores pueden adoptar y modificar de acuerdo a su escala productiva y a su ámbito territorial. Esta investigación comprende un desarrollo consecutivo de diferentes etapas que inicia desde la caracterización de los RSO, el desarrollo de herramientas tecnológicas para la elaboración de compost en sistema de pilas con volteo a campo, ensayos en condiciones controladas de mineralización post aplicación de enmiendas orgánicas al suelo y el análisis de algunas variables edáficas luego de la incorporación de compost de acuerdo a las necesidades de N de un cultivo de cebolla. En conclusión, a partir de los estudios realizados en esta tesis, fue posible determinar las condiciones para emplear el residuo de la producción de cebolla del VBRC como materia prima en co-compostaje con estiércol vacuno. Se logró establecer herramientas tecnológicas viables para el tratamiento de RSO y proveer de un bioinsumo de alta calidad para cubrir las necesidades nutricionales de un cultivo de cebolla bajo manejo agroecológico.

# Abstract

---

## **ABSTRACT**

The Valle Bonaerense del Río Colorado (VBRC) is located in the south of Buenos Aires province. The prevailing intensive agricultural activity is the onion crop (13,000 ha year<sup>-1</sup>), being the most important onion-producing export-oriented region in Argentina. The production of onion in this region generates large volumes of organic solid waste (OSW) after the cleaning, classification and packing of the bulbs that remain in the environment, which become a source of contamination. The treatment of OSW for use as fuel and fertilizer are common recycling practices and constitute an appropriate alternative. The composting system is successfully used worldwide in order to treat the waste and it is being widely adopted in our country. In addition, the contribution of organic matter from the RSO is fundamental in the management of soil fertility in agricultural systems under agroecological management. It is fundamental to optimize the recycling of compost nutrients considering agronomic and environmental criteria, thus it is essential to know the dynamics of their degradation after applying them on the soil. The aim of this thesis is to approach basic principles for the management of OSW in agricultural systems, where the application of composting techniques are alternatives that farmers can adopt and modify according to their productive scale and territorial scope. This research includes a further development of different stages which start from the characterization of the OSW, the development of technological tools for the windrow composting system, laboratory tests of mineralization after organic amendment applications to the soil and the analysis of some edaphic variables after the incorporation of compost according to the fertilization requirements of N on an onion crop. In conclusion, from the studies carried out in this thesis, it was possible to determine the conditions to use the OSW of VBRC onion production as a raw material in co-composting with cattle manure. It was possible to establish viable technological tools for the treatment of OSW and to provide an organic fertilizer to supply the nutritional requirements of an onion crop under agroecological management.

# Capítulo 1

---



## **Capítulo 1: Compostaje de residuos sólidos orgánicos de origen agropecuario.**

### **1.1 Introducción**

#### **1.1.1 Problemática de los residuos sólidos orgánicos**

Nuestro país es reconocido por la falta de inclusión de residuos sólidos orgánicos (RSO) en el ordenamiento del espacio rural. El avance de los complejos urbano-industriales sobre las áreas rurales y periurbanas conlleva procesos de deterioro socio-ambientales. Son comunes los problemas de erosión de los suelos, la pérdida de barreras biológicas y la contaminación del aire, agua y suelo que impactan sobre la salud humana y que provocan la expulsión de los productores del sistema. Buena parte de los problemas son generados por la acumulación de RSO, que se ha vuelto exponencial debido a la intensificación productiva. En síntesis, ambas problemáticas interactúan para determinar una disminución generalizada de la calidad de vida (Entrena Durán, 2005).

En los últimos tiempos por diversas circunstancias y eventos que se han suscitado, ha sido importante el incremento de la toma de conciencia y estado público de la imperiosa necesidad de emprender acciones concretas para mitigar los impactos negativos del sistema agroalimentario y agroindustrial (SAA) en el ambiente. Ello ha incrementado la demanda de los consumidores por productos originados en sistemas de producción sustentables, al tiempo que se incrementa la necesidad de los productores y empresas por encontrar soluciones técnicas y económicamente viables para el buen uso y/o valorización de los residuos de sus sistemas productivos (Saval, 2012).

Esta problemática de los RSO generados en el SAA se suma a los causados por otros residuos orgánicos de origen urbano, como los residuos orgánicos derivados de la basura doméstica y los derivados del funcionamiento de las plantas depuradoras, denominados habitualmente lodos cloacales o biosólidos. Todos estos problemas pueden mitigarse mediante tratamientos biológicos controlados que permitan atenuar las externalidades ambientales. Una estrategia que se ha utilizado desde la antigüedad para convertir los desechos orgánicos y poder utilizarlos posteriormente en agricultura es el proceso de compostaje (Cegarra Rosique y Paredes Gil, 2008); los primeros

desarrollos tecnológicos que involucraban a este proceso aparecieron aproximadamente en 1930 pero el proceso no fue adoptado plenamente hasta la aparición masiva de las plantas depuradoras partir de las últimas décadas de 1900 (Lavado, 2012). El compostaje es un proceso bio-oxidativo controlado que involucra un sustrato orgánico heterogéneo en estado sólido, una etapa termofílica y producción de MO estabilizada denominada compost (Zucconi y De Bertoldi, 1987), y es actualmente una de las formas de manejo de residuos orgánicos más utilizada a nivel mundial. El proceso de compostaje ayuda a reducir sustancialmente la masa y el volumen de la materia cruda, a matar las semillas de malezas, a eliminar los organismos patógenos que pueden causar enfermedades en animales y humanos, a disminuir las emanaciones putrefactas posiblemente nocivas y estabilizar los nutrientes (Altieri, 1999; Prono *et al.*, 2010). El procesamiento de residuos orgánicos mediante esta técnica, constituye así una alternativa viable para disminuir algunos de estos problemas y a la vez, generar una opción social de actividad económica y laboral mediante la producción de enmiendas orgánicas y biofertilizantes. La producción de enmiendas orgánicas permite mitigar la generación de gases de efecto invernadero, genera insumos alternativos y complementarios de los fertilizantes de síntesis química, y aporta a la recuperación de los suelos.

En las últimas décadas se ha producido un evidente incremento de plantas de tratamientos de residuos orgánicos de todo tipo a nivel nacional y a escala mundial en otros países este incremento es mucho mayor. Esto se está llevando a cabo debido al aumento poblacional, con su consecuente crecida de generación de desechos, como así también de la legislación vigente (Ley 13.592 Provincial: de gestión integral de residuos sólidos urbanos) que prioriza el reciclaje de residuos frente a su deposición en rellenos sanitarios municipales.

El compostaje transforma los residuos orgánicos en un material humificado, estable, sin olor, sin patógenos llamado compost, que dependiendo de su calidad puede tener alto valor agregado y ser utilizado como mejorador de suelos degradados (Dickson *et al.*, 1991; Prono *et al.*, 2010; Lavado, 2012). La evolución del compostaje, que puede considerarse como un antiguo arte o como una ciencia moderna, es cíclica; sus objetivos han ido variando al

cambiar el desarrollo y los intereses de la sociedad (Soliva Torrentó *et al.*, 2008). Este cambio ha exigido pasar desde los métodos sencillos de la antigüedad, a un proceso riguroso donde se deben aplicar técnicas y procedimientos controlados, para obtener un compost de calidad.

En la actualidad, para poder evitar inconvenientes asociados a la salud tanto en zonas urbanas como en zonas rurales y periurbanas, es necesario el control tanto del proceso de producción (compostaje) como del producto final (compost) para asegurar una óptima calidad debido a las grandes cantidades y heterogeneidad de los desechos generados en áreas confinadas de producción.

Por otra parte, en los sistemas agropecuarios se observan procesos de envejecimiento de la población rural, que sumados al aumento de la urbanización disminuyen la disponibilidad de mano de obra, por lo que la mecanización y automatización del proceso son claves para la producción de compost con bajo costo, mínimo tiempo y alta calidad.

Como se dijo antes, los compost pueden ser utilizados como mejoradores de suelos degradados. La adición de enmiendas orgánicas origina un comportamiento físico, químico y biológico edáfico que es característico de los suelos ricos en materia orgánica (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). También pueden ser usados para ayudar a prevenir la erosión del suelo, remediar tierras contaminadas, y como cobertura diaria o material de cierre en los sitios de disposición final de residuos (Frioni, 2006).

Los desechos que se producen y que sería importante reutilizar a través del proceso de compostaje y obtener un producto que pueda ser aplicado al suelo como enmienda y/o fertilizante son muchos y muy variados (Landriscini *et al.*, 2010). El Valle Bonaerense del río Colorado (VBRC, Buenos Aires, Argentina) no queda exento de esta problemática y en consecuencia existen varios proyectos dedicados al tratamiento de RSO. En este territorio, la producción de cebolla genera residuos vegetales (hojas, pseudotallos, catáfilas de protección y raíces) producto de la cosecha,

limpieza y clasificación de los bulbos. Se estiman unos 12.000 a 20.000 Mg año<sup>-1</sup> de desechos.

La generación de los residuos se produce en todos los lotes cultivados, ya sea para la comercialización de la cebolla en el mercado interno o para ser llevada a los galpones de clasificación y empaque para exportación. El destino común en los campos es el de la incineración (fuente de contaminación ambiental) o incorporación al suelo (fuente de inóculo de enfermedades fitopatógenas). En los galpones, la generación de residuos es intensiva, constituida por catáfilas (zona de cepillado) y bulbos de descarte (línea de clasificación). En esta situación, los residuos también suelen ser quemados o trasladados a lotes cercanos para su apilado y degradación natural a la intemperie sobre el suelo.

Estas formas inadecuadas de descarte y tratamiento de los residuos de la producción de cebolla, además de producir el deterioro medio ambiental, generan una disminución en la calidad de vida de las poblaciones urbanas y peri urbanas debido a la aparición de malos olores y de plagas sinantrópicas. Es por esto que se han estudiado diferentes estrategias para solucionar los problemas producidos por estos residuos. En el Valle Inferior del río Negro, los resultados obtenidos por otros autores (Martínez *et al.*, 2008; Pellejero, 2013; Doñate, 2013) indican la factibilidad de la utilización de este residuo en el proceso de co-compostaje en una mezcla adecuada con otros RSO. Luego, otros autores ensayaron la factibilidad de su utilización en producciones agrícolas, como enmienda orgánica (Pellejero *et al.*, 2015; Cardoso, 2016) y para ser utilizada para mezcla de sustrato para plantines en contenedor (Miglierina *et al.*, 2011). En la EEA INTA Ascasubi también se probó la producción de biofertilizante líquido (mezcla de bulbos de descarte y agua) en reactores anaeróbicos (Mairosser, comunicación personal 2010), pero no tuvo éxito en la degradación de los residuos luego de doce meses. Además, Rinland (2015) y Mairosser *et al.* (2015) han experimentado en la producción de biogás con resultados satisfactorios en mezclas de co-digestión de residuos de cebolla con estiércol.

Todas estas experiencias de reutilización, han sido probadas a escala piloto, no a escala industrial, y falta ese paso extra para poder darle respuesta a los grandes volúmenes generados y disminuir los tiempos de degradabilidad. Es

por eso que, en este trabajo se plantea, no solo estudiar la factibilidad de compostar los residuos provenientes del cultivo de cebolla conjuntamente con otros materiales de la zona, en particular residuos provenientes de la actividad pecuaria del área de influencia del VBRC sino también el diseño de herramientas que ayuden a la automatización y mecanización del proceso. Con la valorización en cantidad y calidad de los residuos como un recurso de nutrientes y MO, es posible cubrir los requerimientos de los cultivos en sistemas productivos sustentables; al tiempo de mejorar la calidad del suelo a través de la estimulación de la actividad biológica y la consiguiente mejora de la fertilidad química y física del mismo. Por otro lado, es imperativo que existan regulaciones basadas en la investigación y con herramientas tecnológicas viables, tanto para estimular la incipiente producción de compost como para que las normativas permitan a los generadores de residuos mantener la viabilidad económica de sus emprendimientos productivos.

El estudio integral que se pretende abordar en esta tesis, ofrece la posibilidad de adaptar una tecnología con dos aplicaciones complementarias importantes, la primera como alternativa para la gestión de RSO, reduciendo la contaminación y la segunda como enmienda del suelo cubriendo necesidades nutricionales de los cultivos.

El presente capítulo tiene como objetivo acercar los principios básicos para el manejo de RSO en sistemas agroecológicos de producción, para que el agricultor pueda adoptar y modificar la técnica de compostaje de acuerdo a su escala productiva y a su ámbito territorial.

### **1.1.2 Conceptos generales del compostaje y características del proceso**

La diferencia entre aplicar e incorporar directamente los residuos sin procesar y los residuos estabilizados (por ej.: provenientes de compostaje) en relación a la respuesta de un cultivo en cuanto a su nutrición, está en la cantidad y en la época en que los nutrientes mineralizables estarán disponibles para las plantas, así como en la intensidad de la actividad de los microorganismos del suelo que se estimulen (Peixoto, 2012). En el caso de los estiércoles que se han aplicado por siglos para suministrar nutrientes a los cultivos, existe preocupación creciente debido al riesgo de contaminación

de los recursos hídricos con nitratos y fosfatos, y al riesgo de contaminación del aire por la emisión de amoníaco, metano y óxido nitroso que contribuyen al efecto invernadero.

El compostaje ha sido propuesto como una alternativa para obtener un producto estable, de lenta liberación de nitrógeno (N), lo que minimiza el riesgo de pérdidas de nitratos por lixiviación (Leconte, 2010). Debido a que el compostaje es un proceso bio-oxidativo, exige una condición biológica que lo hace diferente de procesos físico y químicos, así como de aquellos que no se realicen de forma aeróbica (Bueno Márquez *et al.*, 2008). En particular, es muy importante que se controlen las variables que puedan estar influidas por las condiciones ambientales, como la temperatura, la oxigenación y la humedad (Tognetti, 2007). Además, también influyen el tipo de residuo a tratar y el sistema de compostaje elegido. La Figura 1 ilustra un modelo simplificado de una pila en compostaje.



Figura 1. Pila de compost formada por chip de poda y guano de gallina (Montenegro, 2012).

Los sistemas de compostaje se pueden clasificar de acuerdo a la tecnología que se adopte. Hay muchas alternativas que pueden variarse de acuerdo al desarrollo productivo de cada agricultor: desde pequeños productores familiares descapitalizados (con alta dependencia de mano de obra), medianos y grandes productores que pueden mecanizar el proceso, hasta casos de industrialización para el comercio de enmiendas orgánicas certificadas (regidas a través de la Ley 20.466: Fiscalización de fertilizantes y enmiendas) y tratamientos de residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios municipales. La Figura 2 presenta una clasificación de los sistemas de compostaje, teniendo en cuenta la aislación o no del medio ambiente circundante (Lavado, 2012).

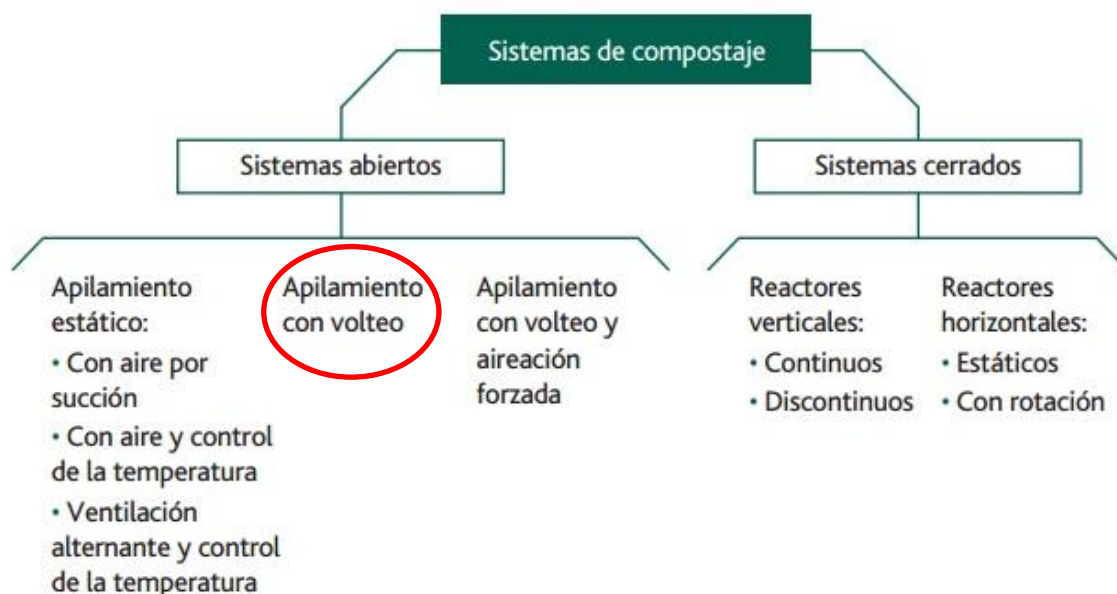


Figura 2. Esquema sistemas de compostaje.

Dentro de estos métodos, el más utilizado es el de “apilamiento con volteo” (conocido también como “pilas con volteo”), debido a su bajo costo y a su tecnología simple. Por estos motivos es viable para pequeños y medianos productores rurales, además de ser una metodología apropiada para las plantas y rellenos sanitarios de municipios adheridos a programas de clasificación de residuos domiciliarios en origen (como el programa GIRSU del Ministerio de Medio Ambiente) para posterior reciclaje y tratamiento de los RSO.

Durante el proceso de compostaje se deberán monitorear algunos factores que actúan en la eficiencia de humificación de la MO mediante la acción de los microorganismos. Las variables más importantes que afectan el proceso y que requieren mayor control son: tamaño de partícula, relación C/N, humedad, aireación, temperatura y pH (De Bertoldi *et al.*, 1983).

### **Tamaño de partícula**

El tamaño inicial de los residuos que componen la pila a compostar es fundamental debido a que las partículas grandes disminuyen la superficie de ataque para los meso y microorganismos y las partículas pequeñas disminuyen el espacio poroso afectando la entrada de oxígeno y la eliminación de dióxido de carbono. Por estos motivos es aconsejable un tamaño óptimo entre 2 y 5 cm (Kihel, 1985).

### **Relación C/N**

La relación C/N es el parámetro probablemente más utilizado para el estudio de la evolución del proceso de compostaje (Leege, 1996). Para realizar un correcto proceso en el que se minimicen las pérdidas de C y de N, esta relación debe ser tomada en cuenta, y se puede calcular la proporción inicial de los residuos que integrarán la mezcla mediante el análisis químico de la materia prima. Los microorganismos utilizan 30 partes de C por cada parte de N, por tal motivo se considera teóricamente óptimo para un rápido y eficiente compostaje una relación C/N inicial entre 25 y 35 (Jhorar, 1991). Si la relación C/N es mayor que 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de C con la consiguiente ralentización del proceso, debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de los microorganismos. Si la relación C/N es muy baja el compostaje es más rápido pero el exceso de N se desprende en forma amoniacal, produciéndose una autorregulación de la relación C/N (Figura 3). Estas pérdidas no afectan negativamente al compostaje, pero suponen una gran pérdida de N, con el consecuente daño medioambiental (Bueno Márquez *et al.*, 2008). Debido a esto, una forma de balancear las mezclas iniciales es mediante el co-compostaje de residuos con alta contenido de C con otros que sean ricos en N.



La relación C/N disminuye durante el ciclo de compostaje, y se acepta que la relación C/N óptima para un compost maduro debe ser menor a 20 (SENASA, 2011). De esta manera los compost podrían ser aplicados a los cultivos sin causar inconvenientes para las plantas debido a la inmovilización de N (por los microorganismos edáficos), aportando todos los beneficios de la fertilización orgánica.

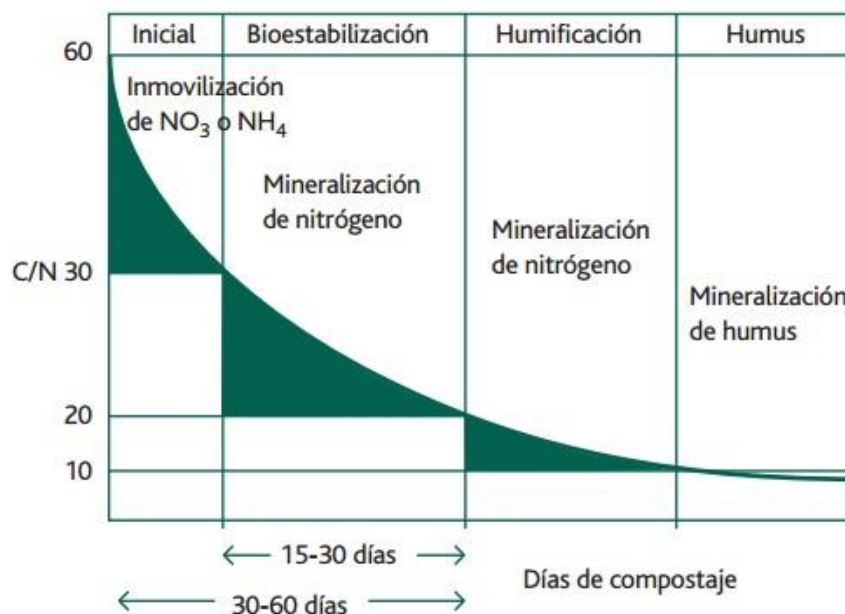


Figura 3. Evolución de la relación C/N durante el proceso de compostaje (Bueno Márquez *et al.*, 2008).

### Humedad

Como en todo proceso biológico, para que se cubran las necesidades fisiológicas de los organismos involucrados en la degradación de los compuestos orgánicos es necesaria la presencia de agua. El contenido de humedad apropiado durante todo el proceso debe estar en el orden del 60%, ya que la humedad óptima para el crecimiento microbiano se encuentra entre el 50-70 % (Rynk *et al.*, 1992). Por encima de esos valores de humedad, es insuficiente la concentración de oxígeno (Titko *et al.*, 1996), y por debajo, la humedad es insuficiente para los microorganismos, y algunos autores sugieren que la actividad biológica decrece mucho cuando la humedad está por debajo del 30% (Gray, 1971) En los materiales que no tienen la humedad adecuada, regar la pila durante el armado, y también

durante los volteos es una buena técnica de humedecimiento. Es aconsejable cubrir las pilas con un material que no permita el paso de agua, pero sí permita el intercambio gaseoso en caso de zonas con exceso de lluvias, para prevenir anaerobiosis y pérdidas de nutrientes por lixiviación.

### **Aireación**

Como ya se dijo, el compostaje es un proceso aeróbico por lo que la presencia de oxígeno es fundamental en todas las partes de la pila. Una pila en óptimas condiciones no debe producir olores desagradables como los producidos en fermentaciones anaeróbicas (Michel y Reddy, 1998). Se recomiendan pilas trapezoidales, de largo variable, 2 m de ancho y 1 m de alto como mínimo. Para garantizar la aireación, se debe considerar la porosidad de los RSO y realizar procedimientos que favorezcan el intercambio gaseoso. Para ello, se deben voltear las pilas, ya sea de forma manual o mecánica. La forma de volteo va a depender de la cantidad de residuos y la escala del productor (varían de acuerdo a la disponibilidad de mano de obra y costos).

### **Temperatura**

Es uno de los factores más predominantes en el proceso, cuando los microorganismos comienzan a respirar y a oxidar los compuestos orgánicos se genera liberación de energía en forma de calor (Figura 4).

Se observan tres fases en el proceso de compostaje de los RO:

- fase mesófila inicial:  $T < 45^{\circ}\text{C}$ .
- fase termófila:  $T > 45^{\circ}\text{C}$ .
- fase mesófila final:  $T < 45^{\circ}\text{C}$ .
- fase de estabilización: el proceso finaliza cuando se alcanza la  $T$  inicial.

A pesar que se denominan termófilas a las temperaturas  $> 45^{\circ}\text{C}$ , la mayoría de los autores consideran que para garantizar la destrucción de semillas de malezas y patógenos, y lograr la higienización del material se deben alcanzar mayores temperaturas (Sequi, 1996; Peña *et al.*, 2002; Van Heerden *et al.*, 2002). Las primeras normas al respecto fueron las de la USEPA (1993), que fueron las primeras en establecer límites y

características de proceso para la reducción de patógenos. Estas normas exigen, para compostaje en pilas estáticas 3 días consecutivos con temperaturas  $\geq 55^{\circ}\text{C}$ , y para pilas con volteos 15 días no consecutivos con temperaturas  $\geq 55^{\circ}\text{C}$  y al menos 5 volteos (Leconte, 2010).

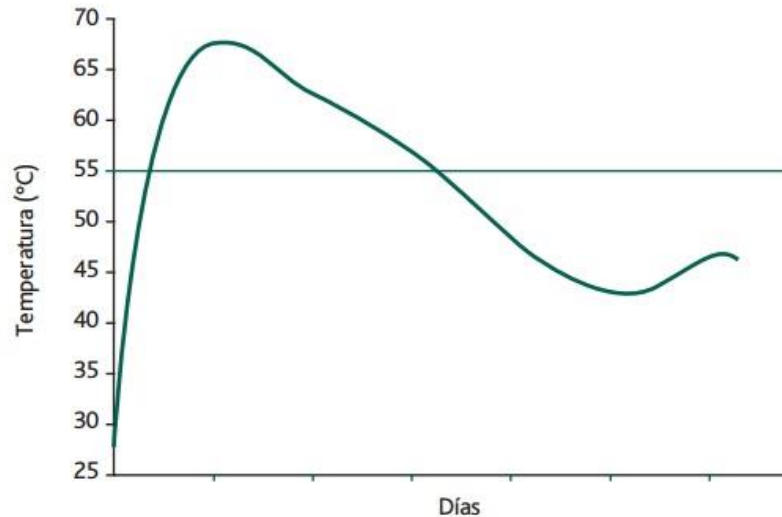


Figura 4. Variación típica de la temperatura durante el compostaje.

## pH

De la misma forma que la variación de la temperatura, el pH sigue una curva típica de acuerdo a la fase del proceso que se encuentre la pila de compost. Durante la fase mesófila inicial se suele producir un descenso del pH debido a la producción de ácidos orgánicos. En las fases posteriores el pH se recupera manteniéndose durante el resto del proceso entre 6 y 8 (Sánchez-Monedero, 2001; Leconte *et al.*, 2009). Las pérdidas de N en el proceso de compostaje se dan principalmente por la volatilización de amoníaco debido a los valores de pH por encima de 7 y las altas temperaturas (Tiquia y Tam, 2000).

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 General

- Obtener compost a partir de residuos de plantas de cebolla y desechos de producción bovina intensiva, mediante el sistema de

pilas con volteo a campo apto para ser utilizando en producciones agrícolas.

- Validar y sistematizar el uso de esta tecnología para dar respuesta a las problemáticas medioambientales generadas por la producción de cebolla.

### **1.2.2 Específicos**

- Caracterizar RSO del SAA generados en el VBRC y su potencialidad de compostaje.
- Identificar puntos críticos y factores de éxito del compostaje de residuos de cebolla.
- Caracterizar las propiedades físico-químicas del compost obtenido.

### **1.3 Hipótesis**

Se puede obtener compost a partir de residuos provenientes del acondicionamiento de cebolla para exportación y desechos de producciones intensivas de animales, que tendrá la calidad adecuada para ser utilizado como mejorador del suelo y como fertilizante orgánico en la producción ecológica de cebolla.

### **1.4 Materiales y Métodos**

#### **1.4.1 Preparación y manejo de las pilas de compostaje**

El ensayo de compostaje se llevó a cabo en las instalaciones de la EEA INTA Hilario Ascasubi. Se delimitó, se limpió y se niveló un área adecuada (2500 m<sup>2</sup> aproximadamente) para el acopio de los residuos agropecuarios y armado de las pilas de compost.

Desde un galpón de empaque dedicado a la clasificación, limpieza y exportación de cebolla de la localidad de Hilario Ascasubi, se trasladaron residuos de origen vegetal, con una de 80% de catáfilas de protección y 20% de bulbos de descarte (Figura 5a). Se realizó la provisión durante el mes de marzo de 2014, coincidiendo con la época de mayor disponibilidad del residuo en la zona de influencia del VBRC.

El estiércol bovino provino de un establecimiento cercano a la estación experimental. El residuo se obtuvo del barrido para la limpieza de los corrales de encierre y engorde confinado del ganado (Figura 5b).



Figura 5. Carga y traslado de los residuos de cebolla A) y estiércol bovino B) utilizados para el armado de las pilas de compost.

Para mejorar la porosidad de la mezcla inicial, se utilizó como agente estructurante rastrojo de avena (rollos enfardados). En la Tabla 1 se pueden las características los RSO utilizados.

Tabla 1. Caracterización de los materiales iniciales utilizados en el ensayo de compostaje.

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Cebolla</b>	<b>Rastrojo</b>	<b>Estiércol</b>
<b>Humedad</b>	%	30,7	22,6	59,8
<b>pH</b>		4,44	6,90	9,63
<b>CE<sup>1</sup></b>	ds m <sup>-1</sup>	2,39	6,43	7,38
<b>C<sub>ot</sub><sup>2</sup></b>		32,28	39,34	24,29
<b>N<sub>ot</sub><sup>3</sup></b>	%	0,59	1,53	2,14
<b>P</b>		89,6	74,9	10189
<b>K</b>		812	1216	38157
<b>Ca</b>		1224	498	9150
<b>Mg</b>		146	109	6855
<b>Na</b>		312	82	0,059
<b>As</b>		0,63	1,9	2,06
<b>Cd</b>	mg kg <sup>-1</sup>	0,042	< 0,05	0,120
<b>Cu</b>		4,00	1,1	38,2
<b>Ni</b>		1,22	5,9	4,1
<b>Pb</b>		0,88	0,84	1,17
<b>Zn</b>		25	1,5	87
<b>Hg</b>		< 0,05	< 0,05	< 0,05
<b>Cr</b>		0,93	4,7	3,0

<sup>1</sup>CE: conductividad eléctrica, <sup>2</sup>Cot: carbono orgánico total, <sup>3</sup>Not: nitrógeno Kjeldahl.

De acuerdo a estos resultados, y considerando las normas nacionales (SENASA, 2011) no existen limitaciones de uso de los materiales iniciales en relación a los elementos potencialmente tóxicos (llamados antiguamente elementos pesados) ya que todos se encuentran por debajo de los límites establecidos.

El sistema de compostaje elegido fue un sistema abierto de pilas con volteos. Se armaron tres pilas de compost: cada unidad experimental fue de 2 m de ancho, 1 m de alto y 15 m de largo, equivalente a 30 m<sup>3</sup> aproximadamente (Figura 6). La mezcla se realizó con los residuos de cebolla (60%) y la cama de cría de bovinos (40%), ambos sin picar (v:v).

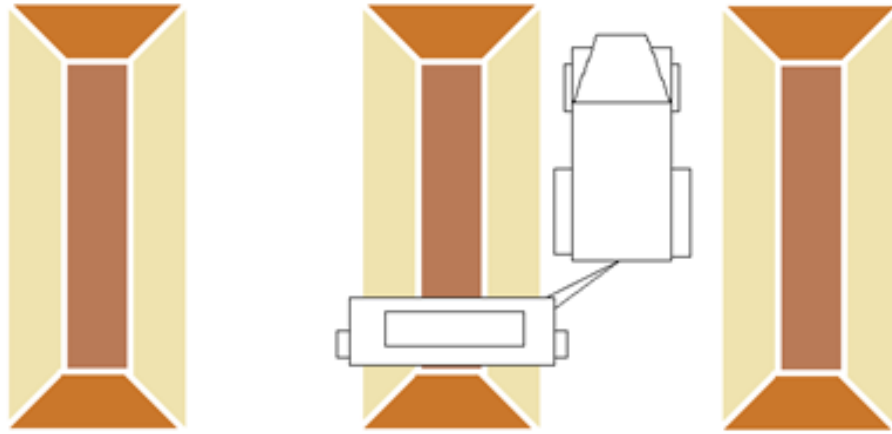


Figura 6. Esquema de las pilas de compost con volteos mecanizados al aire.

Se comenzó el armado sobre una base de rastrojo de avena con la finalidad de absorber los lixiviados que pudieran llegar a ocurrir provenientes del estiércol. Se recurrió a un tractor con pala frontal para el armado de las pilas (Figura 7). La disposición de los materiales fue en capas individuales, cinco en total, conformándose las pilas con tres capas de estiércol (sobre la base, intermedia y final) y dos capas residuos de cebolla (entre las capas de estiércol). Luego al finalizar la última capa, se cubrió la totalidad de la pila con rastrojo. De acuerdo la caracterización de los materiales, la relación C/N quedó inicialmente ajustada en 30/1 (Richard y Trautmann, 2014), considerando el intervalo óptimo para el proceso de 25-35.



Figura 7. Tractor con pala armando pilas de compost.

Se agregó agua mediante riego por aspersión de forma manual a cada capa individual conformada, utilizándose agua de perforación subterránea no potable (Tabla 2). Se esperó a que el material absorba el agua y se siguió regando hasta llevar el material al 60% de humedad, sin que el agua se escurra y se encharque para disminuir al mínimo el lavado de nutrientes.

Tabla 2. Análisis agua de riego utilizada para humedecer pilas compost.

<b>pH</b>	<b>CE<sup>1</sup></b>	<b>ST<sup>2</sup></b>	<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>Mg<sup>2+</sup></b>	<b>Na<sup>+</sup></b>	<b>K<sup>+</sup></b>	<b>Cl<sup>-</sup></b>	<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>RAS<sup>3</sup></b>	<b>PSI<sup>4</sup></b>
	ds m <sup>-1</sup>		mg l <sup>-1</sup>					mEq l <sup>-1</sup>		%
7,4	1,31	850	136	17	142	5	234	152	3	3,1

<sup>1</sup>CE: conductividad eléctrica, <sup>2</sup>ST: sales totales, <sup>3</sup>RAS: relación adsorción de sodio, <sup>4</sup>PSI: porcentaje de sodio intercambiable. Laboratorio de Suelos y Agua de la EEA INTA H. Ascasubi.

Según los criterios de clasificación de agua para riego propuesta por FAO (Ayers y Westcot, 1987), el agua utilizada tiene riesgo débil a moderado debido a la salinización. Los demás indicadores de calidad del agua utilizada no mostraron limitaciones para la producción del compost.

Se realizó un volteo mecánico con una removedora de compost (ver en detalle las características en el Capítulo 2) para la homogenización de los materiales iniciales y de esta forma dar inicio al proceso de compostaje (Figura 8). Además, se llevaron a cabo tres volteos mecánicos de acuerdo a las recomendaciones de la Norma IRAM 29556-1 (IRAM, 2011), éstos garantizan las condiciones aeróbicas necesarias y la homogeneización de los materiales.

Durante el compostaje el parámetro de seguimiento del proceso de las pilas fue la evolución de la temperatura. Para ello se utilizó un termómetro digital portátil (TES®, 1300) con una termocupla, tomándose las temperaturas periódicamente en tres sectores de las pilas de compostaje y en dos profundidades (Figura 9a). El monitoreo de la humedad se llevó a cabo por gravimetría (peso constante 48 hs en estufa a 105°C). Se corrigió el contenido de agua con periodicidad mediante riego por aspersión manual para evitar el descenso de la humedad a niveles críticos.





Figura 8. Remoción mecanizada de pilas de compost.

#### 1.4.2 Toma y preparación de las muestras de compost

Durante el proceso se tomaron muestras del material a los 30, 60 y 90 días desde el inicio de la experiencia, obteniéndose tres muestras compuestas por cada pila y luego se tomó una muestra compuesta del compost, como producto final. Las muestras se tomaron en varios puntos de las pilas de compostaje, situados a distintas alturas y profundidades (Figura 9b). La muestra resultante se mezcló obteniéndose una muestra compuesta de 2 kg de peso fresco, conservándose en bolsa plástica para el traslado.

En el laboratorio, las muestras se dispusieron en bandejas plásticas para ser secadas en estufa con aire forzado a 40°C. Posteriormente las muestras se trituraron con molino de cuchillas (Micro Soil®, FT102), se tamizaron por 5 mm (Leconte *et al.*, 2009) y se conservaron en frascos de plásticos para las determinaciones analíticas descritas en la Sección 1.5.3.

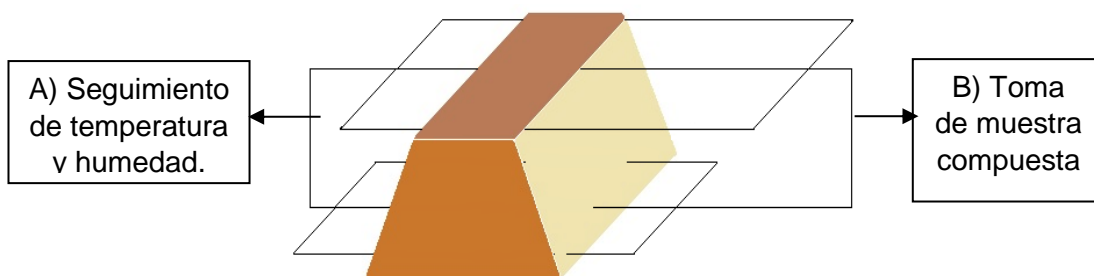


Figura 9. A) Sectores de monitoreo y B) de muestreo para los análisis.

### **1.4.3 Análisis de las muestras de compost**

Se determinó el porcentaje de humedad por gravimetría (peso constante 48 hs en estufa a 105°C), por diferencia de peso entre el material húmedo y el material seco (Rynk, 1992). Se determinó el pH (potenciométrico) y la CE (conductimetría) en extracto acuoso: 1:10, 1 h de agitación y filtrado (García *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002). El carbono orgánico total ( $C_{ot}$ ) se analizó por el método de combustión seca en un equipo con detector infrarrojo (Leco®, CR12) y el nitrógeno orgánico total ( $N_{ot}$ : N orgánico y  $N-NH_4^+$ ) por el método de semi-micro Kjeldahl con un equipo de destilación semi-automático (JP Selecta®, Pro-Nitro S). Se estimó la relación C/N como el cociente entre  $C_{ot}$  y  $N_{ot}$ . El contenido de nutrientes totales de P, K, Ca, Mg, Na se determinó mediante digestión ácida en microondas (CEM®, MARS-5) y posterior determinación con un espectrómetro de emisión atómica por plasma (Shimadzu®, 9000) de acuerdo al método U.S. EPA 200.7 (Martin *et al.*, 1994). Se analizó el contenido de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) regulados por la Res. 264/11 de SENASA: Cd, Cu, Ni, Pb Zn, Hg y Cr, por espectrómetro de emisión atómica por plasma. Todas las muestras fueron analizadas en el laboratorio LANAQUI y LabSPA- CERZOS- CONICET- UNS.

### **1.4.4 Análisis estadísticos**

Los resultados se muestran como valores medios de las réplicas tomadas de cada pila. Los análisis estadísticos (estadística descriptiva, análisis de la varianza (ANOVA) y test de diferencia mínima significativa (DMS) se realizaron mediante software estadístico InfoStat versión 2016 (Di Rienzo *et al.*, 2016).

## **1.5 Resultados y discusión**

### **1.5.1 Desarrollo del proceso de compostaje**

La temperatura es el indicador más utilizado durante el desarrollo del compostaje. Se ha comprobado que pequeñas variaciones de temperatura afectan más a la actividad microbiana que pequeños cambios de la humedad, pH o C/N (Bueno Márquez *et al.*, 2008). Durante los primeros siete días del compostaje de residuos de cebolla y estiércol, se produjo un

marcado incremento de la temperatura superando los 50°C y alcanzándose la etapa termofílica (mayores a 45°C) como puede verse en la Figura 9. Las temperaturas altas son consecuencia de la intensa actividad microbiana y es lo que se espera en un proceso normal de compostaje (Golueke, 1972). Los máximos valores registrados fueron 53°C, 51°C y 55°C para las pilas 1, 2 y 3 respectivamente.

La composición química del residuo de cebolla hace que no puede compostarse correctamente, por lo que al agregarle otro sustrato como fuente de N mejora la relación C/N de la mezcla. El rápido incremento y el mantenimiento de temperaturas elevadas indicaron que el proceso comenzó de manera adecuada, coincidiendo con otros autores que trabajaron con el mismo tipo de residuos y con otros diferentes (Tognetti, 2007; Leconte, 2010; Martínez *et al.*, 2008; Pellejero *et al.*, 2015). Adicionalmente, el volteo inicial de las pilas homogeneizó el material lo cual mejoró la porosidad, el crecimiento poblacional microbiano proveniente del estiércol y la aireación (Cáceres *et al.*, 2005).

A los 20, 50 y 80 días se realizó la remoción mecánica de las pilas. Durante los volteos, el material de la parte más externa de la pila se incorpora dentro de la misma, convirtiéndose en sustrato degradable para la biomasa microbiana (García Gómez *et al.*, 2003). En los tres volteos la respuesta inmediata fue un descenso de la temperatura posiblemente dado por un exceso de aireación y pérdida de humedad (Li *et al.*, 2004). En las semanas posteriores (de la misma forma pero en distinta magnitud a lo largo del tiempo), la porosidad y la oxigenación aumentaron la actividad microbiana, y en consecuencia la temperatura evolucionó incrementándose.

Luego del día 90 de iniciado el proceso las pilas alcanzaron valores inferiores a los 30°C, y se observó una estabilización de la temperatura, coincidiendo con el final de la fase de enfriamiento y el inicio de la fase de maduración. De forma similar a lo observado por Arrigo *et al.* (2005) y Montenegro (2012), alrededor del día 100 la temperatura se estabilizó asumiendo la culminación de la etapa bio-oxidativa, manteniéndose constante hasta los 120 días. Luego se dejó madurar y estabilizar la MO dándose por finalizado el proceso a los 140 días debido a los cambios de color y olor observados en relación a la mezclas de residuo inicial.

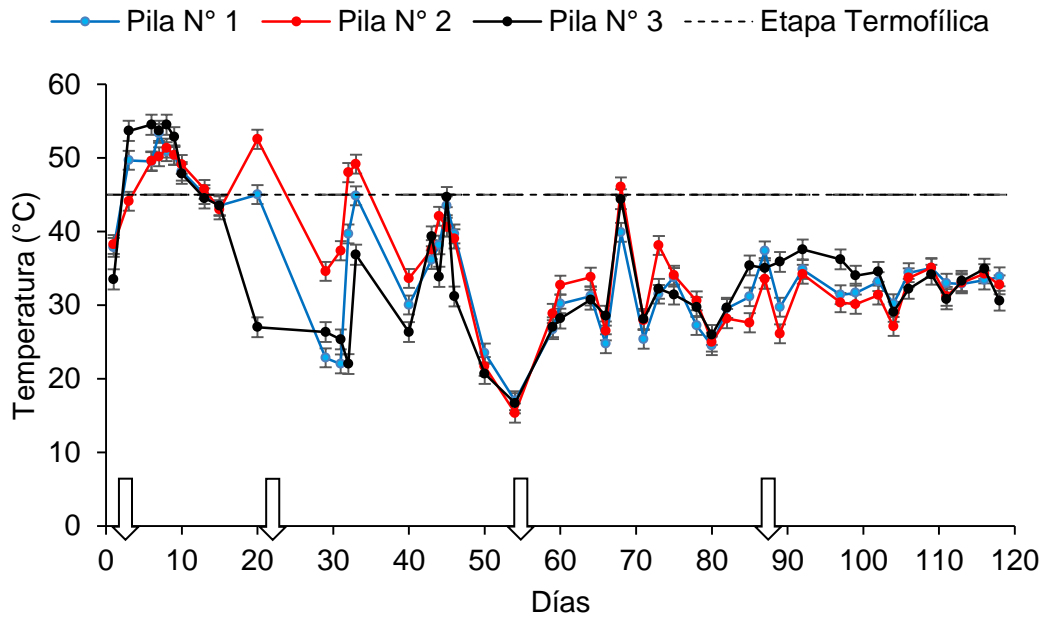


Figura 10. Evolución de la temperatura durante el compostaje de las tres pilas de la mezcla cebolla-estiércol. Las flechas indican los volteos. Las líneas verticales representan el error estándar.

El pH es un parámetro importante para evaluar el ambiente microbiano y la estabilización de los residuos. En las tres pilas el compostaje se inició con valores cercanos a la neutralidad (Figura 11). En el muestreo del día 30, se detectaron grandes aumentos de pH en todas las pilas de compost de forma similar a lo reportado por Erickson *et al.* (2009) compostando estiércol bovino con residuos vegetales en una relación C/N inicial de 30:1. Durante el inicio de la etapa termofílica se incrementa el pH debido a la liberación de amonio (Moreno y Mormeneo, 2008) y de cationes alcalinos durante la degradación de la MO (Canet *et al.*, 2008). Estos valores elevados se mantuvieron a lo largo del proceso lo que permitió inferir una degradación eficiente de los compuestos orgánicos (Zuconni y De Bertoldi, 1987; Graves y Hattemer, 2010).

A los 140 días el proceso se completó, con pH de 8,6 del compost como producto final. El pH alcalino se puede atribuir a los niveles elevados de  $\text{HCO}_3^-$  en el agua de riego utilizada para corregir y mantener la humedad de las pilas de compost al 60% durante todo el proceso (Tabla 2). Gladon (1988) detectó incrementos de pH entre 0,5 a 1,0 unidad en sustratos regados con agua cercana a la neutralidad o ligeramente alcalina. Valores

alcalinos pueden provocar las pérdidas de N y también la formación de precipitados insolubles de elementos esenciales como cobre (Cu) y zinc (Zn) (Avendaño Rojas, 2003).

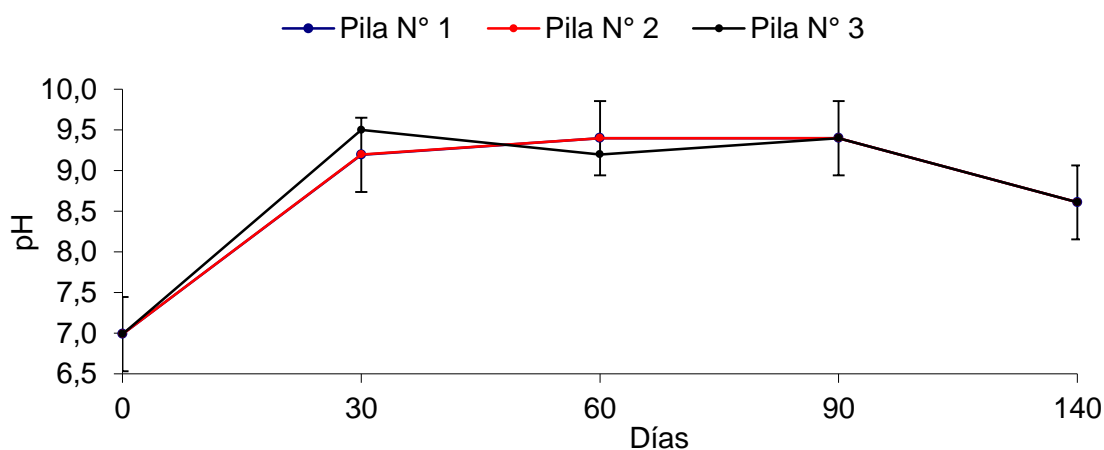


Figura 11. Evolución del pH durante el compostaje de las tres pilas de la mezcla cebolla-estiércol. Las líneas verticales representan el error estándar.

La CE ofrece información sobre el contenido de sales solubles de la mezcla de RSO en compostaje. La aplicación al suelo de un compost con alto contenido de sales puede afectar directamente la germinación de las semillas y el desarrollo general del cultivo (Masaguer Rodríguez y Benito Capa, 2008). En todos los muestreos durante el proceso se observó un leve incremento de la CE (Figura 12), debido probablemente a la mineralización de la MO, y la liberación de sales solubles como consecuencia de la actividad microbiana (Bueno Márquez *et al.*, 2008; Leconte *et al.*, 2009). Finalmente, las tres pilas mostraron una tendencia a la disminución de la CE obteniéndose los valores mínimos en el muestreo del producto final. Estos descensos pueden atribuirse al lavado de sales durante el proceso (Laos, 2002).

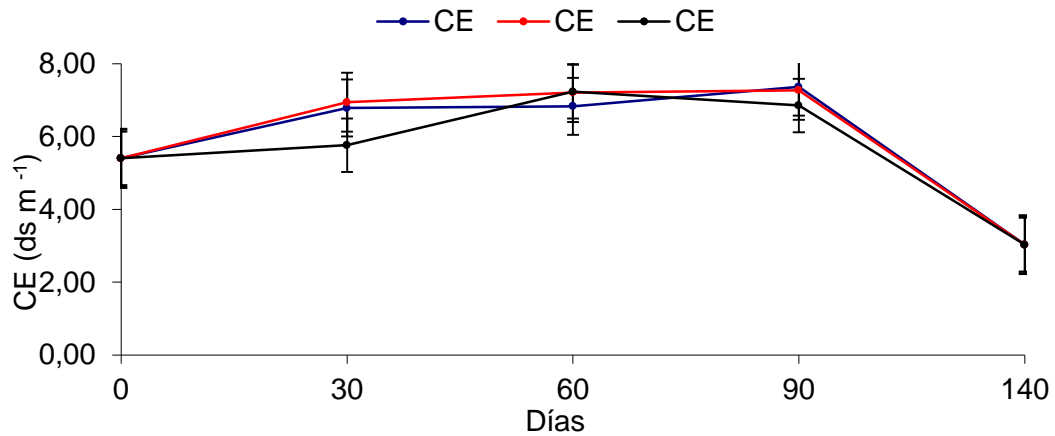


Figura 12. Evolución de la CE durante el compostaje de las tres pilas de la mezcla cebolla-estiércol. Las líneas verticales representan el error estándar.

La relación C/N es un indicador de la velocidad de descomposición de los RO y de la pérdida de  $\text{NH}_4^+$  durante el compostaje (Bueno Márquez *et al.*, 2008). La relación C/N disminuyó durante la etapa termofílica (Figura 13), producto de la rápida degradación del residuo de cebolla, coincidiendo con Martínez (2008) y Pellejero (2013) trabajando con este mismo tipo de RSO. Las tres pilas presentaron en general una disminución gradual de la relación C/N durante los muestreos posteriores. De manera que a los 30 días de iniciado el proceso se alcanzaron valores C/N de 20/1. En el muestreo final a los 140 días todas las pilas mostraron una relación C/N cercana a 15/1. La disminución del contenido de C durante el compostaje se debe a la mineralización de la MO, con la pérdida de C en forma de  $\text{CO}_2$  y la formación de compuestos húmicos (Zucconi y De Bertoldi, 1987).

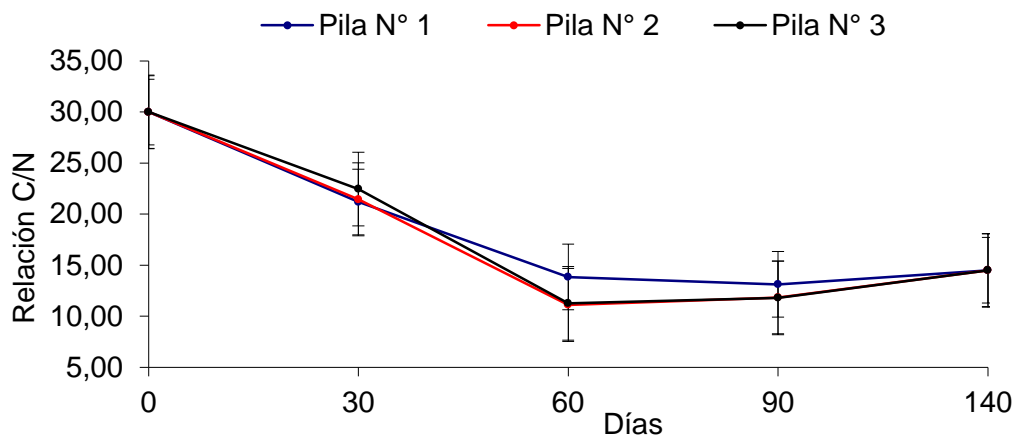


Figura 13. Evolución de la relación C/N durante el compostaje de las tres pilas de la mezcla cebolla-estiércol. Las líneas verticales representan el error estándar.

### 1.5.2 Caracterización agronómica del compost maduro

Las pilas de compost estudiados mostraron pH alcalino (Tabla 3), valor superior a los obtenidos por Pellejero (2015) con compost de cebolla-estiércol donde fueron levemente alcalinos. Dicho valor puede estar relacionado a la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas, o la presencia de carbonatos de ciertas materias primas o el agua de riego (Masaguer *et al.*, 2014).

Los valores obtenidos serían limitantes para el empleo de estos productos como sustratos en la producción de plantines en contenedores ya que de acuerdo a Barbaro (2011) el pH óptimo en medios sin suelo debe oscilar entre 5,5 a 6,3 para que los nutrientes estén disponibles. Una alternativa para disminuir el pH es la adición de azufre elemental micronizado o la mezcla con materiales ácidos (Barbaro *et al.*, 2010). Por otra parte, el uso de los productos obtenidos como enmienda orgánica no sería recomendable en suelos alcalinos, aunque podría utilizarse para corregir acidez (Canet *et al.*, 2008; Hue, 2011).

Con respecto al contenido de sales solubles, los niveles de salinidad de los compost no deben afectar el desarrollo de los cultivos. En este estudio, el compost arrojó valores de CE 3,03 dS m<sup>-1</sup>, coincidiendo con Martínez *et al.* (2008) en compost de residuos de cebolla, alfalfa y estiércol vacuno. Estos

valores estarían dentro de los rangos normales para uso agronómico sin restricción de acuerdo al Reglamento para el Registro de Fertilizantes y Enmiendas de SENASA (Resolución 264/2011) que establece restricciones de uso para valores mayores a  $4 \text{ dS m}^{-1}$ . Otros autores también han reportado valores de CE similares, aptos para ser aplicados al suelo como enmiendas orgánicas; Leconte *et al.* (2009) encontró valores de  $3 \text{ dS m}^{-1}$  para compost de estiércol de aves mientras que Albuquerque *et al.* (2009) reportaron valores de  $3,7 \text{ dS m}^{-1}$  para compost maduros de alperujo. Si bien las hortalizas en general son sensibles a las altas concentraciones de sales solubles, si la CE es inferior  $6 \text{ dS m}^{-1}$ , no se espera toxicidad por sales (Ozores-Hampton, 2010).

El contenido de  $C_{ot}$  de un compost es un indicador de su concentración en MO y por lo tanto un índice de calidad del compost. Según Tognetti *et al.* (2005) el contenido de C depende de los materiales de partida y del sistema de compostaje. También la cantidad de  $N_{ot}$  es función directa de los materiales iniciales del proceso de compostaje, de las condiciones de maduración y almacenaje. Es un parámetro que se valora mucho al aplicar el compost en agricultura, desde diferentes puntos de vista: el económico, el energético y el ecológico (Soliva Torrentó y López Martínez, 2004). La calidad de un compost como fertilizante está directamente relacionada con su contenido de N (Bueno Márquez *et al.*, 2008).

La relación C/N del compost se usa tradicionalmente como índice para determinar la madurez y estabilidad de la MO (Masaguer Rodríguez y Benito Capa, 2008). Según estos autores, la relación C/N del producto final obtenido indicaría un buen grado madurez, y el compost se podría utilizar como enmienda en la producción agrícola, coincidiendo con los valores propuestos para considerar el final del proceso de compostaje menor a 20 (Golueke, 1977; Zucconi y De Bertoldi, 1987; Iglesias Giménez y Pérez García, 1989). Sin embargo, este indicador es afectado por el material original, como es el caso de estiércoles y biosólidos con valores muy inferiores a 20 en el material crudo y que aumenta durante el compostaje por lo que no se recomienda su uso (Mazzarino *et al.*, 2012).

El contenido de nutrientes en los compost es variable, depende de los contenidos iniciales en los materiales de partida o de las posibles pérdidas o



transformaciones a lo largo del proceso (Zaccheo *et al.*, 2002). De acuerdo a los valores de macro nutrientes sugeridos por Parnes (1990), el compost presentó valores adecuados de alta calidad para uso agronómico.

Tabla 3. Composición del compost obtenido.

	pH	CE	C <sub>ot</sub>	MO	N <sub>ot</sub>	C <sub>ot</sub> /N <sub>ot</sub>	P	K	Ca	Mg
		ds m <sup>-1</sup>	%				mg kg <sup>-1</sup>			
<b>Compost<sup>a</sup></b>	8,61	3,03	19,50	35,10	1,39	14,02	209	638	211	492

<sup>a</sup>Valores sobre materia seca.

Si bien la tendencia en la actualidad es la de clasificar la calidad de los compost de acuerdo a su uso y no por parámetros fijos, en la mayoría de las normativas o legislaciones, sólo se fijan los contenidos en elementos potencialmente tóxicos (EPT o metales pesados), y las exigencias son menores en las características fisicoquímicas del compost (Soliva Torrentó y López Martínez, 2004). El contenido de EPT está dado por la presencia en los residuos empleados en el proceso de compostaje. Su contenido puede limitar su uso en agricultura, y en Argentina es regulado por la Resolución 264/11 de SENASA (2011). Altas concentraciones pueden disminuir la productividad a causa de su fitotoxicidad además de acumularse en los tejidos vegetales.

Se analizaron en el compost los valores de los siete EPT (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) que se detallan en el Registro de Productos Fertilizantes y Enmiendas regulado por SENASA (2011) y se incluyeron otros dos EPT (As y Se) para poder comparar con las regulaciones de otros países (Tabla 4). Los valores encontrados resultaron inferiores a los límites máximos establecido, por lo que indicaría la posibilidad de aplicación en suelos agrícolas. Estos niveles son menores a los detectados por Zubillaga y Lavado (2003) en compost de biosólidos y aserrín.

Tabla 4. Concentración de EPT en compost y valores máximos permitidos.

EPT	Compost	Valores límite <sup>(1)</sup>		
		Argentina <sup>a</sup>	Canadá <sup>b</sup>	Francia <sup>c</sup>
<b>As</b>	0,59	-	13	18
<b>Cd</b>	< 0,1	3	3	3
<b>Cr</b>	0,68	270	210	120
<b>Cu</b>	11,5	450	100	300
<b>Hg</b>	mg kg <sup>-1</sup> < 0,05	-	0,8	2
<b>Ni</b>	1,7	120	62	60
<b>Pb</b>	0,27	150	150	180
<b>Se</b>	< 0,1	-	2	12
<b>Zn</b>	31	1100	500	600

<sup>a</sup> SENASA, 2011; <sup>b</sup> AAFC, 1995; <sup>c</sup> AFNOR, 2005.

Los valores de EPT encontrados tampoco serían limitantes para las cantidades anuales que se podrían introducir de estos elementos en los suelos (kg ha año<sup>-1</sup>), considerando una dosis óptima para cumplir con los requerimientos nutricionales de N en un cultivo de cebolla como se tratará en el Capítulo 4.

## 1.6 Conclusiones

Los resultados de esta experiencia demostraron la viabilidad de tratar los RSO de origen agropecuario mediante una tecnología simple y de bajo costo. Los desechos evaluados (residuos de cebolla y estiércol bovino), son aptos para ser compostados en pilas con volteo a campo. Con esta técnica, se podría reciclar y disminuir los altos volúmenes de los RSO que se producen en el VBRC evitando pérdidas de nutrientes al medio ambiente.

Las pilas alcanzaron temperaturas termófilas presumiéndose la correcta higienización del material compostado. Todos los cambios que se registraron en las pilas fueron indicativos de la transformación de los residuos en compost.

De acuerdo a lo observado, mediante el seguimiento y el control del proceso de compostaje, se puede obtener una enmienda de calidad con alto valor

agronómico. Los volteos realizados fueron suficientes para lograr adecuada aireación en toda la mezcla, logrando controlar la temperatura y ayudando a regular la humedad. Esto corrobora la necesidad de los volteos que resultaron favorables para la actividad de los microorganismos responsables de la degradación de los RSO.

Debido a las limitaciones que se presentaron en las primeras experiencias con la remoción de las pilas, se ha diseñado y fabricado en el marco de estos ensayos un prototipo de volteadora de compost, que se desarrollan en detalle en el próximo Capítulo junto con la automatización de sensores y envío de datos remotos de indicadores de madurez.

# Capítulo 2

---

## Capítulo 2: Herramientas tecnológicas para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos mediante la técnica de compostaje de pilas con volteo a campo.

### 2.1 Introducción

Como ya se ha mencionado, el sistema de compostaje en pilas con volteo a campo ha sido adoptado ampliamente en nuestro país y se utiliza con éxito en todo el mundo para el tratamiento de RSO del SAA. Se han publicado varios trabajos en Argentina sobre los mecanismos bioquímicos que afectan este proceso biológico con distintos tipos de residuos (Lavado, 2012), sin embargo las soluciones tecnológicas locales disponibles para la mecanización de los volteos y el seguimiento de indicadores de madurez son escasas y muchas veces producto de adaptaciones de otras áreas.

En la actualidad el hecho que la gestión de los RSO sea una gran oportunidad de negocios para cualquier empresa hace que muchas veces no se tengan en cuenta los fundamentos biológicos de los sistemas de tratamiento (Soliva Torrentó *et al.*, 2008). Por lo tanto, la incorporación de tecnología debería hacerse de una manera objetiva teniendo en cuenta distintos aspectos: ambientales (consumo de agua, energía, emisiones gaseosas), económicos (inversión, costo de gestión, amortización de equipos), sociales (aceptación, calidad del producto final), técnicos (posibilidad de aplicación, experiencia previa, versatilidad) y normativas vigentes (leyes, decretos, ordenanzas) (Figura 14).



Figura 14. Aprovechamiento de residuos agropecuarios y valoración agronómica.

Con los datos presentados en el Capítulo 1 se pudo corroborar que la eficiencia del proceso depende de la combinación de varios factores, como la forma y tamaño de las pilas, la cantidad de oxígeno, la temperatura, la humedad de los residuos utilizados, el tamaño de partículas, la actividad y el tipo de microorganismos involucrados. La tendencia es utilizar parámetros de seguimiento de proceso que sean sencillos y económicos (Mazzarino *et al.*, 2012a), por lo que los indicadores más adecuados para monitorear el proceso de compostaje son la humedad y la temperatura.

Los valores de humedad de la masa de residuos durante todo el proceso deben mantenerse dentro de porcentajes alrededor del 60 % (Leconte *et al.*, 2009) Esta variable resulta determinante para la correcta evolución del proceso ya que también en su inicio sirve para verificar la correcta homogeneización de los distintos residuos de partida y bajo condiciones ambientales predisponentes a la pérdida de humedad, este factor es la mayor limitante del proceso biológico (Monetta P., comunicación personal 2016). Además de la humedad es importante observar la evolución de temperatura en las pilas de compost. Este parámetro sirve para detectar los niveles de actividad biológica y verificar la presencia de temperaturas termofílicas (superiores a 45°C) indispensables de este proceso.

En la actualidad la toma de datos se realiza en forma puntual (tanto temporal como espacial) mediante la inserción en las pilas de compost de una sonda con un termómetro y la obtención de muestras para la determinación en laboratorio de la humedad por gravimetría, llevando a estufa a 105°C hasta peso constante. Este sistema trae bastantes inconvenientes, ya que las plantas de compostaje suelen estar alejadas de las zonas urbanas, y en muchos casos, a causa de limitaciones económicas y de personal se ve afectado el monitoreo diario dada la lejanía con los centros de procesamiento.

El aumento de las normativas y ordenanzas vigentes para el adecuado tratamiento de los RSO y la demanda creciente de compost de mayor calidad, hace que los técnicos y operarios de las plantas de compostaje requieran de mejores herramientas tecnológicas para el seguimiento del proceso. La automatización y el envío remoto de los datos, constituye una

solución viable ante la necesidad de programar periódicamente los riegos y la aireación mediante el volteo de las pilas.

Los volteos de las pilas de compost resultan imprescindibles para permitir el control de distintas variables físico-químicas. Este proceso facilita la difusión del oxígeno, acelera la degradación física de las materias primas y proporciona una oportunidad para ajustar al nivel óptimo el contenido de humedad (Diaz *et al.*, 2005), un adecuado sistema de volteos permite optimizar el tiempo y la calidad del producto final. La mecanización de los volteos es la forma más adecuada (por el tiempo y el costo) del manejo de residuos, ya que el volumen, el tamaño y la forma de las pilas a campo es crítica para lograr la biomasa de microorganismos responsables del proceso aeróbico.

Como en nuestro país no es una práctica común el compostaje de RSO a escala industrial, y las máquinas específicas que existen en otros países tiene un costo muy alto para su importación, predomina el uso de palas mecánicas frontales montadas en un tractor (accionadas por el sistema hidráulico). El mecanismo de volteo con esta herramienta es acercarse de forma perpendicular por un costado a la pila de compostaje, tomar y elevar la mezcla de residuos y dejarlo caer desde la pala para permitir la homogenización y el intercambio gaseoso. Si bien el sistema es funcional (Mazzarino *et al.*, 2012b), la posibilidad de hacer extensivo el uso de maquinaria específica de producción local y de bajo costo, facilitaría y proporcionaría un adecuado control de las pilas de compost.

Por otro lado, una vez obtenido el producto final, una de los sistemas que se están utilizando actualmente para el manejo de los compost durante el ciclo del cultivo son los extractos acuosos, o té de compost, formas líquidas que permiten suministrar los nutrientes al cultivo por aspersión o por un sistema de riego por goteo. En particular, el uso del té de compost está ganando popularidad en la agricultura orgánica para mejorar la fertilidad biológica del suelo (Diver, 2002; Hargreaves *et al.*, 2009).

Se conoce como té de compost al producto obtenido luego de poner en remojo el compost en agua por un periodo de tiempo determinado, con el objetivo de transferir la MO soluble, microorganismos benéficos y macro-micro nutrientes a la solución (NOSB, 2004). El té de compost se puede

preparar de forma aeróbica o anaeróbica. Algunos autores afirman que el té de compost sin aireación favorece el crecimiento de patógenos (Ingham, 2005) pero hay estudios que demuestran lo contrario. (Brinton *et al.*, 2004; Ingram y Millner, 2007). Los efectos de la aplicación de té de compost en el crecimiento vegetal, en las propiedades fisico-químicas y biológicas del suelo han sido poco estudiadas en Argentina (Rodríguez *et al.*, 2012).

## **2.2 Objetivos**

### **2.2.1 General**

- Desarrollar un prototipo de máquina removedora de compost.
- Adaptar y calibrar sensores remotos para el monitoreo de indicadores de proceso durante el compostaje.
- Diseñar y evaluar un equipo para la producción de té de compost.

### **2.2.2 Específicos**

- Establecer los requerimientos de volteo del compost de una planta de compostaje.
- Diseñar una unidad volteadora de compost.
- Adaptar y calibrar sensores de temperatura y humedad para las pilas de compost con volteo a campo.
- Obtener un extracto acuoso de compost para uso agronómico en producciones agroecológicas.

## **2.3 Hipótesis**

Se puede fabricar herramientas de diseño simple y de bajo costo para poder ser adoptadas por productores hortícolas.

## **2.4 Máquina removedora de compost**

### **2.4.1 Descripción**

Para la mecanización del sistema de compostaje de pilas con volteo a campo se desarrolló un prototipo de removedora (Figura 15) a través de un convenio de vinculación tecnológica entre la EEA INTA Ascasubi y una empresa metalmeccánica emplazada en el VBRC (El Pato Maquinarias Agrícolas S.R.L.).





Figura 15. Vista lateral del prototipo de máquina desarrollado.

La máquina es accionada mediante la toma de fuerza a un tractor y se conecta al enganche y al sistema hidráulico. El avance del tractor es lateral paralelo a la pila de compost y la máquina avanza atravesando la pila. La remoción de la pila se realiza mediante el movimiento de un rotor con paletas, que trasladan hacia arriba y hacia atrás la mezcla de los desechos. Debido a la velocidad del rotor (270 rpm) y a la disposición de las paletas de forma helicoidal, los residuos se mantienen en la pila de forma trapezoidal. La finalidad de ese primer modelo fue la de diseñar y comprobar el funcionamiento del rotor y las paletas, para la correcta homogenización y conformación de las pilas. De esta forma se verificó la demanda de potencia requerida para esta labor sobre una pila de 2 m de ancho de base y 1-1,5 m de altura, utilizando una adecuada humedad y proporción de RO (de origen vegetal y estiércol). Se evaluó su desempeño con distintos modelos de tractores para observar la velocidad de trabajo, capacidad operativa y versatilidad del funcionamiento. Se normalizaron los planos para posibilitar la transferencia de un modelo utilitario de fabricación local que pudiera ser comercializado y adoptado para el tratamiento de RSO.

## **2.4.2 Especificaciones técnicas**

### **Posición de trabajo y de transporte**

La máquina se lleva al punto de trabajo (Figura 16a) y se fija mediante un perno y su traba de seguridad. Las dimensiones de la máquina son: altura 2245 mm, ancho 4260 mm, largo 4870 mm, desplazamiento lateral 2670 mm. Cuando se requiere cambiar la configuración y llevarla al punto de transporte (Figura 16b), se retira el perno, la lanza de tiro se ubica en el punto de transporte y se vuelve a insertar la traba de seguridad para fijarla. En este modo las dimensiones de la máquina son: altura 2445 mm, ancho 3315 mm, largo 4870 mm, trocha 2870 mm. Es importante que el tractor y el circuito hidráulico estén desacoplados para realizar esta maniobra.

### **Requerimientos de tractor**

La potencia mínima recomendada es de 65 HP, toma de potencia 540 rpm, sistema para conexión hidráulica y velocidad ultra-lenta.

### **Operación**

- Se recomienda que la removedora circule a una velocidad de trabajo llevando el tractor en marcha ultra-lenta o en su defecto la más lenta que disponga.
- Se deben ajustar las pilas a las características de la removedora: 2 m de ancho, 1-1,50 m de alto y lo más recto posible.
- Si el terreno tiene pendiente, la pila se conformará en sentido de la misma.
- Evitar los elementos extraños (troncos, piedras y otro tipo de objetos) por seguridad y para poder evitar posibles problemas con la máquina.
- Consta con un sistema de riego por gravedad, en la cual la máquina tiene incorporada un tanque de 750 l en la parte superior y por medio de un sistema de cañerías se genera una cortina de agua para disminuir la deriva de partículas pequeñas durante la remoción.

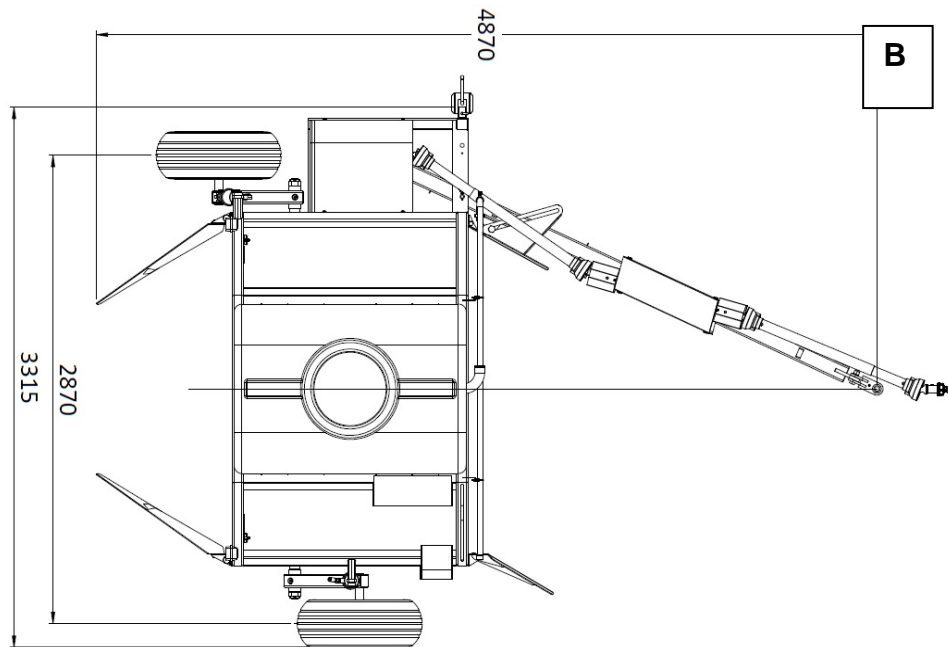
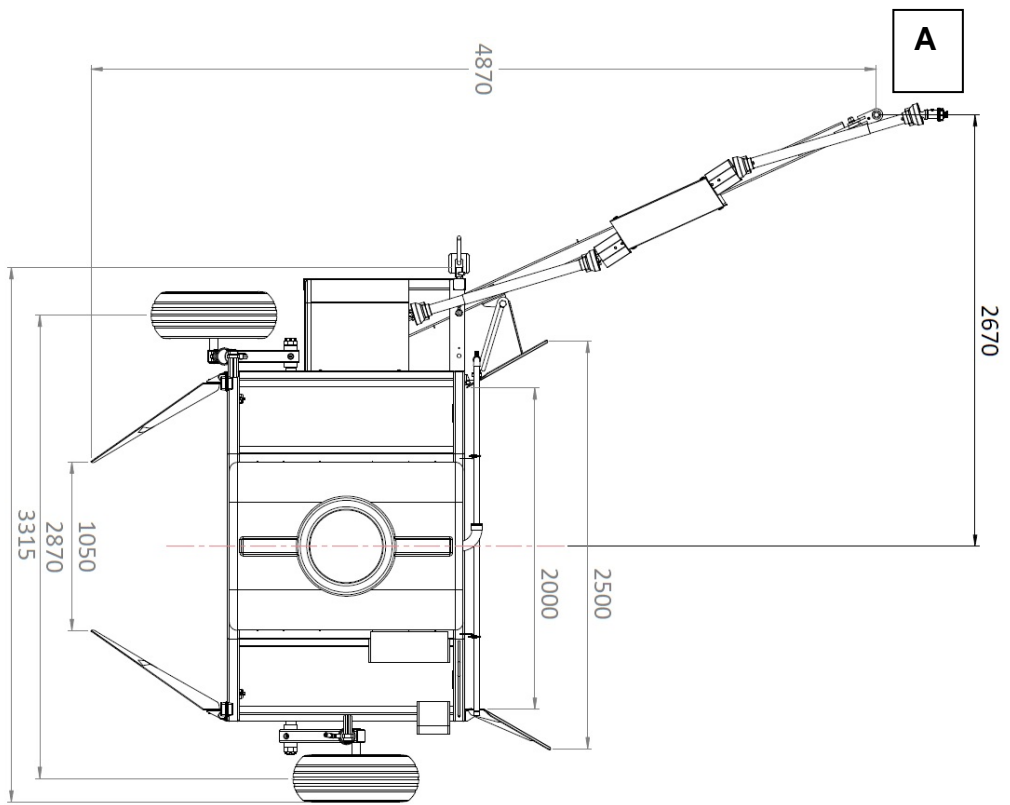


Figura 16. Vista superior de la máquina en: A) posición de trabajo, B) posición de traslado.

## **Recomendaciones de Uso**

- Sólo operar la máquina luego de haber verificado la correcta colocación de todas las protecciones.
- Antes de comenzar la pasada por cada pila de compostaje hay que posicionar de manera correcta la maquina frente a ella. El centro longitudinal de la pila de compostaje debe coincidir con la línea central del rotor de la removedora de compost.
- Una vez preparada para comenzar su labor, se accionan los cilindros hidráulicos para regular su altura de trabajo. Generalmente la máquina comienza a remover en el punto más bajo de regulación.
- Una vez que la máquina terminó la pasada sobre la pila de compostaje hay que desactivar la toma de fuerza para que el rotor no siga girando.
- Abrir la llave de paso antes de realizar cada pasada y cerrarla cuando finalice. De esta manera se optimizará la capacidad del tanque y alcanzará una mayor autonomía.
- Cuando la máquina circule libremente, ya sea para su transporte o para volver al punto de inicio y comenzar otra pasada sobre la pila de compostaje se debe desconectar la toma de fuerza. El transporte se realiza siempre con el rotor sin movimiento.
- Las cortinas de goma están incorporadas para evitar que algún objeto extraño impacte sobre el conductor del tractor u otra persona que se encuentre en la zona. De todos modos, se recomienda no circular alrededor de la máquina cuando la misma se encuentra trabajando.
- Asegurarse que las transmisiones cardánicas estén bien conectadas antes de accionar la toma de fuerza.
- Ajustar todas las uniones atornilladas antes de comenzar cualquier labor con la máquina. Es muy importante verificar las paletas del rotor que generan el volteo.
- El rotor es una pieza de volumen y masa considerable, que al girar a altas velocidades generan inercias que podrían ocasionar lesiones. Evitar acercarse dentro de la máquina hasta que la toma de fuerza sea desconectada.

- Antes de desconectar los extremos hidráulicos sobre el tractor comprobar que la línea hidráulica de la máquina se encuentre aliviada, es decir sin presión en el circuito. Para ello, una vez que el tractor se detiene, se deberá accionar los comandos hidráulicos.

## **2.5 Tanque té de compost**

### **2.5.1 Descripción**

Para la obtención del extracto acuoso a partir del compost (té de compost) se desarrolló un prototipo de tanque (Figura 17) basado en los modelos y recomendaciones propuestos en la bibliografía (Ingham, 2005). El equipo fue constituido por un tanque plástico de 1200 mm de alto, 1000 mm de ancho y 1160 mm de largo, de polietileno de alta densidad con una capacidad útil de 1000 L. El tanque consta de una jaula de protección exterior de acero galvanizado tubular montado sobre un pallet metálico para facilitar el traslado.



Figura 17. Vista lateral del tanque para producir té de compost.

Dentro del tanque se encuentran el sistema de difusión de aire, construido con cañería de PVC de 2" con perforaciones de 10 mm para permitir la distribución homogénea del aire. Este circuito es alimentado por un soplador

de aire eléctrico de canal lateral (Greenco®, 2RB210) con una demanda de energía de 380V - 0,5Kw. La capacidad de aireación del motor es de  $98 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  (Figura 18a).

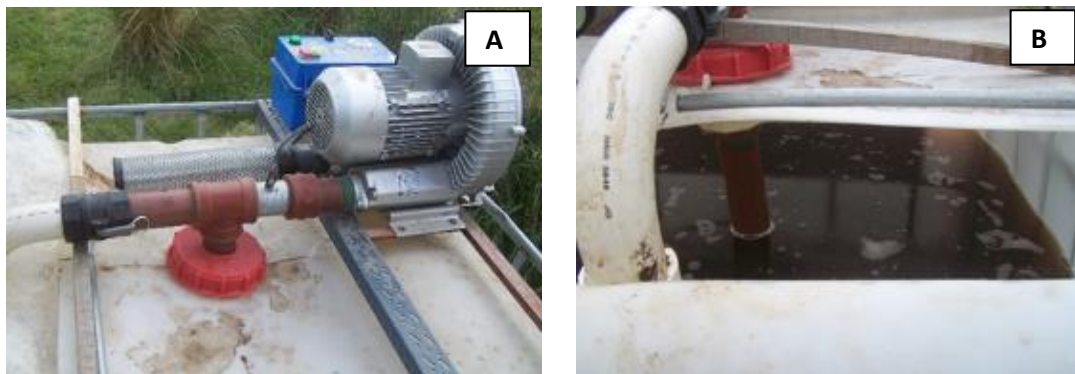


Figura 18. Vista superior del tanque para producir té de compost: A) bomba aireadora, B) producto final.

## 2.5.2 Especificaciones técnicas

### Operación

- Verificar la correcta colocación de todas las protecciones eléctricas.
- Conectar el sensor de protección térmica del motor sobre la salida principal de aire de la bomba.
- Poner correctamente el filtro en la toma de aire.
- Llenar el tanque con agua limpia apta para riego agrícola.
- Colocar compost dentro de una bolsa de malla permeable.
- Introducir la bolsa dentro del tanque sujetándola de la estructura metálica para que no apoye sobre el fondo del tanque.
- Accionar el botón de encendido de la bomba aireadora.
- Dejar macerar durante 24 h.
- Conectar en la llave de paso una manguera para realizar la aplicación de formar manual por aspersión o automática mediante un sistema de riego presurizado.

### Recomendaciones de Uso

- Si se utiliza agua clorada, airear previamente antes de colocar las bolsas con compost dentro del tanque.

- De acuerdo a la relación compost:agua a utilizar, se recomienda fraccionar el compost en más de un bolsón de contención de compost para facilitar posteriormente la remoción de las mismas.
- Colocar el tanque en funcionamiento bajo protección de inclemencias climáticas.
- Una vez finalizado el proceso utilizar en la aplicación en cultivos de forma inmediata.

Se puso en funcionamiento el equipo de maceración colocando el compost dentro de una bolsa de malla monofilamento de polietileno de 50 mesh. Se evaluó el desempeño de la capacidad operativa, versatilidad del funcionamiento y producto obtenido (Figura 18b). Se normalizaron los planos para poder transferir un modelo de utilidad de fabricación local para poder ser adoptado por productores agropecuarios.

## **2.6 Sensores**

### **2.6.1 Descripción**

En la actualidad es común el uso de sensores de todo tipo, que ayudan en la toma de decisiones y ejecutar acciones para controlar procesos. Un sistema sensor es capaz de capturar y cuantificar una magnitud física o química y reproducirla en el dominio eléctrico. Las redes de sensores inalámbricas constituyen una solución a la necesidad de contar con información inmediata y confiable del proceso de compostaje. Para la automatización de los sensores de seguimiento del proceso biológico se ha desarrollado y puesto en funcionamiento un sistema de envío remoto de datos mediante telemetría, que mide de forma continua temperatura (°C) y humedad (%) desde el interior de las pilas con volteo a campo. La telemetría es la especialidad que se encarga de mostrar información de uno o varios lugares remotos en un sitio central. Las redes de sensores inalámbricos (WSN) pueden llenar el vacío en las capacidades actuales permitiendo a los investigadores muestreos a través de distancias o con tarifas que no son posibles en la actualidad (Porter *et al.*, 2015; Wolfert *et al.*, 2017).

Para conseguirlo se adaptaron específicamente a las condiciones de utilización en el compostaje (temperaturas superiores a 50°C, humedad del



60% y cambios de pH) sensores de temperatura dentro de una varilla hueca de acero inoxidable, además de la resistencia y practicidad para su utilización a campo (Figura 19). Se utilizaron sensores LM35 que se colocaron en dos alturas de la varilla para poder obtener el valor promedio de la sección del punto de muestreo de la pila. El sensor LM35 varía su resistencia eléctrica en base a la temperatura ambiente. Tiene un rango operativo desde los  $-55^{\circ}\text{C}$  hasta los  $150^{\circ}\text{C}$ , con una precisión de  $1\text{-}4^{\circ}\text{C}$  a temperaturas cercanas a los  $25^{\circ}\text{C}$ , y  $3\text{-}4^{\circ}\text{C}$  en su rango completo (Texas Instruments, 2016).

Para el higrómetro, se desarrolló un conductímetro con dos electrodos (varillas de 15 cm de acero inoxidable) que mediante la aplicación de un voltaje bajo genera un puente de resistencia eléctrica que se traduce en el contenido de humedad.

Los componentes electrónicos se diseñaron con el sistema Arduino®, que es una plataforma electrónica de código abierto basada en hardware y software fáciles de usar (Arduino®, n.d.). Estos componentes electrónicos están contenidos dentro de una caja estanca de PVC para garantizar la preservación ante las condiciones medioambientales. No hace falta abrir este compartimiento durante el uso ya que las baterías son recargadas (2 baterías de 6V y 4A) de forma automática mediante un panel de energía solar (Solartec®, KS3T-6V) de 12V y 3W.



Figura 19. Sistema de sensores con telemetría en pila de compost.



En la aplicación los datos se comunican a un servidor mediante GSM (Global System for Mobile Communications), con la posibilidad de configurarlo a GPRS (General Packet Radio System). Estas nuevas tecnologías se presentan como una alternativa a las soluciones basadas en radio comunicaciones ampliamente difundidas en el pasado (Pons J.C., comunicación personal 2016). Las comunicaciones inalámbricas son usadas principalmente para garantizar comunicaciones de dispositivos en lugares donde no llegan líneas telefónicas ni existen redes disponibles. Sin embargo, las comunicaciones de dispositivos remotos utilizando módems GSM y GPRS requieren algunas condiciones básicas para funcionar.

El modem GSM se conecta a una red GSM. El modem GSM utilizado está basado en el módulo SIM900, que tiene las siguientes especificaciones:

- Totalmente compatible con Arduino
- Conexión con el puerto serial
- Quad-Band 850/ 900/ 1800/ 1900 Mhz
- GPRS multi-slot clase 10/8
- GPRS mobile station clase B
- Compatible GSM fase 2/2+
- Clase 4 (2 W (AT) 850 / 900 MHz)
- Clase 1 (1 W (AT) 1800 / 1900MHz)
- TCP/UP embebido
- Soporta RTC
- Consumo de 1.5 mA (susp)

Se realiza una conexión a través de MSC (Mobile Switching Center) y BSC (Base Station Center) y se envía por una línea PSTN (Public Switched Telephone Network o Red Telefónica conmutada) a una computadora. La conexión GSM se realiza a través de un circuito de red conmutada, por lo cual el dispositivo está constantemente activo, hasta que la línea se desconecta. En la Figura 20 puede verse la topología de la red utilizada en nuestros ensayos.

El desarrollo está basado en un microcontrolador ATmega328. Que tiene las siguientes características principales:

- Arquitectura RISC
- 131 instrucciones

- 32 registros de propósito general
- Memoria
- 32 Kbytes de Flash
- 1 Kbyte de EEPROM
- 2 Kbytes de SRAM
- Frecuencia de hasta 20MHz



Figura 20. Diagrama esquemático del funcionamiento del sistema de telemetría para el monitoreo de las pilas de compost.

Para la interpretación y la salida gráfica salida gráfica en la web, se desarrolló un software denominado CompostNetWeb que permitió registrar en archivos históricos los datos enviados por los sensores. Este software tiene herramientas de análisis que permiten entre otras funciones, comparar la evolución de temperatura y humedad de cada pila de compost. CompostNetWeb se trata de una plataforma concentradora de datos de temperatura y humedad enviados por las estaciones de telemetría ubicadas

en cada pila de compost, los cuales son recibidos, procesados y archivados en un servidor. Para visualizar los datos de monitoreo cada usuario (con su nombre y contraseña) puede acceder a un sitio de internet donde los datos son convertidos de forma gráfica (Figura 21).

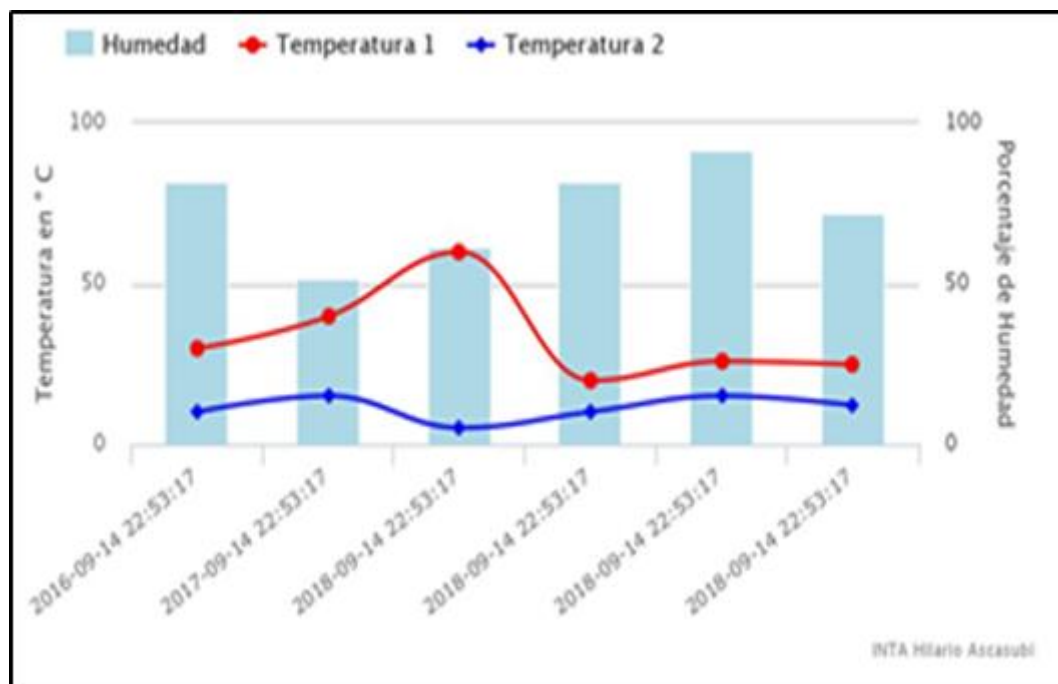


Figura 21. Salida gráfica para la interpretación de los datos registrados. Los datos mostrados son solo con fines ilustrativos.

## 2.6.2 Especificaciones técnicas

### Operación

- Insertar la varilla lo más recto posible en un sector representativo de la pila de compost a monitorear.
- Insertar el cable con el higrómetro cercano a la varilla.
- Abrir la caja estanca y accionar el pulsador de encendido.
- Ingresar al sitio web [www.CompostNet.com](http://www.CompostNet.com) para verificar el envío y la recepción de los datos.

### Recomendaciones de Uso

- Colocar los paneles solares con orientación norte para recibir la mayor cantidad de radiación solar directa.
- Verificar que el cable del higrómetro no quede al alcance de herramientas mecánicas que puedan dañarlo.

- Verificar el cierre de la caja estanca (para prevenir la entrada de agua y partículas). Evitar la exposición directa de agua a presión cuando se riegan las pilas de compost.
- Retirar con anticipación los sensores antes de los volteos de las pilas de compost para evitar daños y roturas.
- Verificar la carga eléctrica de las baterías luego de un uso prolongado y en caso de ser necesario conectar a una fuente de energía eléctrica para su recarga.

## **2.7 Conclusiones**

La fabricación local del prototipo de la removedora de compost desarrollado, permiten que se puede adaptar a las necesidades y requerimientos de los usuarios. Se logró diseñar y comprobar el funcionamiento del rotor y las paletas, para la correcta homogenización y conformación de las pilas.

El modelo propuesto de tanque para la obtención del extracto acuoso a partir del compost, adaptado y validado en esta tesis, posibilita la transferencia de esta técnica para la aplicación por parte de productores hortícolas, debido a la sencillez y reducido costo del método.

La utilización de sensores utilizados para la obtención de compost de RSO, probados en estos ensayos, posibilitaría la integración de una red con la participación de instituciones públicas científico-tecnológicas, empresas privadas y entes reguladores de las normativas. Se podría de esta manera contar con un gran número de estaciones de sensores que permitan monitorear la gran diversidad de residuos en las pilas de compost en los distintos territorios.

# Capítulo 3

---

## **Capítulo 3: Dinámica y liberación de N, P y C post aplicación de compost al suelo.**

### **3.1 Introducción**

En los Capítulos anteriores se presentaron herramientas tecnológicas y de proceso para el correcto tratamiento de los RSO mediante la técnica de compostaje. Las normativas para la producción de cultivos orgánicos (SENASA, 1992) y el continuo interés por el manejo agroecológico de cultivos, han puesto en consideración el valor fertilizante de la utilización de compost para cubrir las necesidades nutricionales de los cultivos (especialmente de N y P). El compostaje con estiércol es el mayor recurso de N en la agricultura orgánica, al no estar permitido el uso de fertilizantes químicos (Hodges, 1991). Por ejemplo, Zarabi y Jalai (2012) encontraron, en la mayoría de las enmiendas orgánicas que estudiaron, que se pueden reemplazar los fertilizantes inorgánicos por fertilizantes orgánicos para el aumento de la disponibilidad de N en el suelo, pero destacan que debe considerarse el momento de la aplicación para minimizar los riesgos de pérdida por lixiviación

La calidad del compost producido no depende únicamente de su contenido de nutrientes totales, ya que no necesariamente los nutrientes estarán accesible para los cultivos hasta que la fracción orgánica aplicada al suelo sea mineralizada por la acción microbiana (Benítez *et al.*, 2003). Debido a esto, se requiere también la evaluación de la degradabilidad del C y de la capacidad de liberación de nutrientes (Tognetti, 2007).

La capacidad de mineralización hace referencia a la potencialidad de los suelos para descomponer compuestos orgánicos de C en CO<sub>2</sub>, de transformar el N orgánico en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y luego en convertirlo en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y de degradar P orgánico en inorgánico (He *et al.*, 2003).

Las transformaciones del N en el suelo, incluyendo al N nativo del suelo y al N aplicado con las enmiendas, están fuertemente controladas por la interacción entre el ambiente y las condiciones del suelo, y por la composición o calidad del sustrato (Griffin *et al.*, 2005, Castán, 2016). Dada la gran variabilidad de este tipo de enmiendas orgánicas y las características edafoclimáticas de los sitios de aplicación no es sencillo poder estimar la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Además, las características

químicas de las enmiendas varían, principalmente por el material inicial, y también por el tipo y tiempo de proceso (Laos *et al.*, 2000; Campitelli y Ceppi, 2008) y estas variaciones generan diferencias en el efecto de su aplicación sobre la mineralización de N en el suelo (Zhang *et al.*, 2013).

La estimación de la cantidad y el momento de la mineralización de N orgánico es el factor más difícil de predecir de la disponibilidad de N del compost (Bowden *et al.*, 2007). Por eso, es muy importante tener en cuenta en la aplicación de compost, el tipo de suelo, el momento y la dosis adecuada, para evitar altos niveles de acumulación de N en el suelo los cuales quedan sujetos a pérdidas en el ambiente (Chadwick *et al.*, 2000).

El buen manejo del N debe estar basado en las tasas de mineralización, en la correcta sincronización entre la fertilización y las necesidades del cultivo y en la colocación del abono cerca de las raíces de las plantas, lo que permite maximizar la absorción (Preusch *et al.*, 2002; Cardoso, 2016). La disponibilidad de N para las plantas está controlada por el balance entre el N inmovilizado y el mineralizado luego de la aplicación (Cambardella *et al.*, 2003), que a su vez será determinado por la relación C/N (Chadwick *et al.*, 2000; Gale *et al.*, 2006) y por las estructuras orgánicas de las que estos elementos forman parte (Cabrera *et al.*, 2005). La dinámica de la mineralización del N de las enmiendas orgánicas está determinada predominantemente por las propiedades del suelo y han sido revisadas por muchos autores, entre otros Amlinger *et al.* (2003) y Castán *et al.* (2016).

En relación a la utilización de RSO sin tratar, la mineralización de N de los compost es menor, esto sucede porque la mayoría de los componentes de C y N fácilmente degradables se pierden durante el proceso de compostaje y el remanente de C y N queda en forma más estables (Laos *et al.* 2000, Eghball *et al.*, 2002,). El compostaje de residuos ricos en nutrientes con materiales con alto contenido de C, estabiliza la MO y el resultado es un producto con bajas tasas de mineralización de N (Castán *et al.*, 2016a).

La mineralización del P orgánico, tiene un comportamiento similar a lo expuesto para el N orgánico, porque los procesos involucrados en su mineralización son similares a los que afectan al N (Hirzel *et al.*, 2010). Sin embargo, el P está fuertemente influenciado por factores abióticos, como por ejemplo la adsorción y la disolución, que pueden controlar la transferencia de

nutrientes entre las reservas minerales y las formas solubles (Siddique y Robinson, 2003); mientras los procesos mediados por los microbios son factores bióticos que transforman el P orgánico en formas disponibles para las plantas (Azeez y Van Averbek, 2010). La absorción microbiana de P y su posterior liberación y redistribución afectan significativamente la disponibilidad de P a las plantas, especialmente después de la adición de enmiendas orgánicas (Oberson y Joner, 2005).

La aplicación agronómica de las enmiendas orgánicas, utilizando como criterio la dosis de N para cubrir las necesidades de los cultivos, puede conducir a una aplicación en exceso de P (Hesketh y Brookes, 2000; Tognetti, 2007; Moral Herrero y Muro Herreguerena, 2008) esto se debe a que las excretas de origen animal y biosólidos tienen una relación N/P de 3 aproximadamente, mientras que los requerimientos de las plantas varían entre 8 -10 (Satti, 2007). Es por esto que las fuentes de estiércol como recurso de P fácilmente disponible representan una amenaza para el ambiente si no se gestionan de manera adecuada (Leconte *et al.*, 2011). Para evitar problemas de contaminación, se ha recomendado la dosificación de enmiendas basada en los requerimientos de P de los cultivos (Mazzarino *et al.*, 1998), especialmente en sitios vulnerables a las pérdidas por escorrentía. Sin embargo, los mecanismos de las pérdidas de P en los campos donde se han aplicado estiércol compostado no siempre están bien entendidos (Preusch *et al.*, 2002).

En este contexto, es fundamental optimizar el reciclaje de los nutrientes de los compost considerando no solo criterios agronómicos sino también ambientales y por eso es indispensable conocer la dinámica de su degradación luego de su aplicación al suelo. Entre las formas más aceptadas de estimar la mineralización de nutrientes, se encuentran los ensayos de laboratorio de incubaciones en condiciones controladas (Lerch *et al.*, 1992). Este tipo de ensayos permite establecer los potenciales máximos de liberación de nutrientes de los abonos orgánicos.

En este trabajo se evaluaron compost producidos en base a residuos de cebolla, aplicados a un suelo de textura franco arenosa. Luego, en un segundo ensayo, se incluyeron otros compost producidos a partir de residuos diferentes para poder tener de referencia y poder comparar la



dinámica de mineralización de nutrientes. En esa misma línea de investigación, se incluyó también un suelo contrastante al del VBRC y poder conocer el comportamiento de los compost en suelos de diferentes texturas.

### **3.2 Objetivos**

#### **3.2.1 General**

Evaluar la calidad de los compost aplicados al suelo mediante la dinámica de mineralización de N y C, y la liberación de P.

#### **3.2.2 Específicos**

- Evaluar la dinámica de mineralización de N y C en diferentes compost en distintos tipos de suelo.
- Predecir la liberación de P disponible de los compost para las plantas en el corto plazo.

### **3.3 Hipótesis**

La mineralización de nutrientes en condiciones controladas post aplicación de compost al suelo dependen del origen de la enmienda y del tipo de suelo.

### **3.4 Materiales y Métodos**

Se realizaron dos incubaciones aeróbicas de laboratorio: en la primera se evaluó la dinámica de mineralización de dos compost (cebolla-guano y cebolla-estiércol) en un suelo arenoso, más un control sin el agregado de enmiendas. En la segunda, se evaluó el efecto de la mineralización de otros dos compost (rastrojo-guano y chip de poda-biosólidos) en suelos de texturas contrastantes: uno franco arcilloso y otro franco arenoso, cada uno con su respectivo suelo control.

#### **3.4.1 Caracterización de los suelos**

En la primera incubación se utilizó un suelo de la capa superficial (0-20 cm) Hapludol Éntico, franco-arenoso, perteneciente a la serie La Merced (Codagnone, 1991) colectado de un lote representativo bajo manejo agroecológico de la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Hilario Ascasubi (HA). Para la segunda incubación, se utilizó un suelo franco arcillo

limoso de la capa superficial (0-20 cm) Argiudol Vértico perteneciente a la serie Ramallo (INTA, 1978) colectado de un ensayo bajo manejo agroecológico de la Estación Experimental Agropecuaria del INTA San Pedro (SP).

El suelo se secó al aire y sobre una submuestra tamizada por malla de 2 mm se efectuaron determinaciones de pH potenciométrico en agua (IRAM-SAGyP, 2011a), conductividad eléctrica por conductimetría en agua (IRAM-SAGyP, 2011b), K por fotometría (Laboratorio de Suelo y Agua, 2012a), Ca y Mg por complejometría (Laboratorio de Suelo y Agua, 2012b). En una submuestra tamizadas por malla de 5 mm se analizaron C semi micro Walkley y Black (IRAM-SAGPyP, 2011c), N total semi micro Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982; IRAM-SAGPyP, 2011d), P extractable Bray y Kurtz (Bray y Kurtz, 1945; IRAM-SAGyP, 2010). Todas las muestras de suelo fueron analizadas en el Laboratorio de Suelos y Aguas-EEA INTA H. Ascasubi. Los valores obtenidos se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Características físico- químicas de los suelos utilizados.

Suelo	DA	pH	C.E.	C <sub>ot</sub>	N <sub>ot</sub>	C <sub>ot</sub> /N <sub>ot</sub>	Pe	K	Ca	Mg
	g cm <sup>-3</sup>		dS m <sup>-1</sup>	%			mg kg <sup>-1</sup>			
HA	1,23	8,4	0,14	1,41	0,14	10	13	86	130	177
SP	1,30	6,5	0,13	1,80	0,15	12	8	102	67	100

HA: Hilario Ascasubi, SP: San Pedro, DA: densidad aparente, C.E.: conductividad eléctrica, C<sub>ot</sub>: carbono orgánico, N<sub>ot</sub>: nitrógeno total Kjeldahl (N orgánico + N amonio), Pe: fósforo extraíble.

### 3.4.2 Enmiendas utilizadas

Las enmiendas utilizadas y su lugar de procedencia se encuentran detallados en la Tabla 6. Todos los compost fueron producidos con la misma técnica de compostaje: pilas con volteo a campo.

Se tomaron muestras de cada una de las enmiendas y sobre submuestras secas al aire y tamizadas por 5 mm, se realizaron las determinaciones físico-químicas utilizando las mismas técnicas analíticas descriptas en el

Capítulo 1, Sección 1.5.3. En la Tabla 7 se muestran los resultados de la caracterización.

Tabla 6. Abonos orgánicos utilizados en incubación aeróbica.

<b>Compost</b>		<b>Procedencia</b>
Cebolla-guano	(CCG)	EEA INTA H. Ascasubi
Cebolla-estiércol	(CCE)	EEA INTA H. Ascasubi
Rastrojo-guano	(CSP)	EEA INTA San Pedro
Chip de poda-biosólido	(CRUB)	UNComahue CRUB

Tabla 7. Caracterización de los compost utilizados en las incubaciones.

<b>Variable</b>	<b>Unidad</b>	<b>CSP</b>	<b>CRUB</b>	<b>CCG</b>	<b>CCE</b>
<b>pH</b>		7,02	6,59	7,4	8,6
<b>C.E.</b>	dS m <sup>-1</sup>	1,17	0,06	1,4	3,0
<b>C<sub>ot</sub></b>	g kg <sup>-1</sup>	136,1	96,4	113,6	194,6
<b>N<sub>ot</sub></b>		13,9	6,3	10,8	18,1
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>		573	28,5	1095	2877
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	mg kg <sup>-1</sup>	88,5	75,7	19,4	83,4
<b>Ni</b>		662	104	1114	2960
<b>C<sub>ot</sub>/N<sub>ot</sub></b>		9,79	15,3	10,55	10,81
<b>Ni/N<sub>ot</sub></b>		0,05	0,02	0,10	0,16
<b>Pt</b>		14723	4620	7258	9053
<b>K</b>		293	64	970	638
<b>Ca</b>	mg kg <sup>-1</sup>	255	173	333	211
<b>Mg</b>		1204	306	560	492

Ni: N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Pt: fósforo total. CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido, CCG: cebolla-guano, CCE: cebolla-estiércol.

Los indicadores de calidad de los compost analizados en la Tabla 7 muestran que todos los compost están bien provistos de MO (10-19% C<sub>ot</sub>), N (rango de nitrógeno) y macronutrientes. Sin embargo, se diferenciaron de acuerdo al tipo de material estructurante utilizado: el N<sub>ot</sub> fue mayor en los compost producidos a partir de rastrojos vegetales de cosecha (CSP, CCG y CCE), coincidiendo también con los de mayor proporción de Ni disponible. El Pt fue mayor en el CSP ya que tuvo en su composición la mayor proporción de guano de gallina (1:1). Los valores de pH y de CE están dentro de los rangos admisibles, siendo el CCE el que presentó los mayores valores.

### **3.4.3 Preparación de los microcosmos para incubación en laboratorio**

#### **3.4.3.1 Mineralización N**

Se realizó en recipientes de plástico de 500 cm<sup>3</sup>, con tapa perforada que permitió el intercambio gaseoso. Se colocó el peso húmedo de cada suelo que fuera equivalente a 100 g de suelo seco. El suelo sin abonar se humedeció hasta el 60% del espacio poroso (EP) (Honeycutt *et al.*, 2005a), y fue pre incubado a temperatura constante de 25°C durante una semana (Figura 22).

Las enmiendas se tamizaron por 5 mm y se adicionaron en la primera incubación en una dosis de 7,75 mg N 100 g<sup>-1</sup> suelo (base seca), teniendo en cuenta el valor de la masa de suelo de 2,46 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 23). En la segunda incubación las dosis de N fueron de 6,50 mg N 100 g<sup>-1</sup> suelo para el suelo HA y de 6,15 mg N 100 g<sup>-1</sup> de suelo para el suelo SP, siendo la masa de suelo de 2,46 Mg ha<sup>-1</sup> y de 2,60 Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Estas dosis representarían una aplicación de 160 kg N ha<sup>-1</sup>, suficientes como para cubrir las necesidades de un cultivo de cebolla a campo.



Figura 22. Vista general incubaciones aeróbicas.



Figura 23. Aplicación de enmiendas orgánicas en en los microcosmos.

Las incubaciones se realizaron a temperatura constante de 25°C en un cuarto oscuro, térmicamente aislado y con control automático de temperatura durante 17 semanas. La humedad del suelo se monitoreó con una balanza gravimétrica dos veces por semana durante el transcurso del experimento, ajustándose con el agregado de agua destilada mediante una pipeta para mantener el 60% del EP.

El muestreo inicial del día 0 se realizó de inmediato luego de la aplicación de cada una de las enmiendas orgánicas. Se tomaron al azar tres réplicas por tratamiento en forma destructiva a los 3, 7, 21, 35, 49, 70, 91 y 119 días.

En cada una de las fechas de muestreo, se tomaron 20 g de muestra de cada repetición, y se utilizaron: 10 g para la determinación de humedad gravimétrica (estufa a 105°C durante 48 hs) y los 10 g restantes para la determinación de  $\text{NH}_4^+$  y nitrato  $\text{NO}_3^-$ , utilizando una relación 1:5 de extractante 2 M KCl con agitación (30 minutos) seguido de filtración con papel de filtro N° 40. Los extractos se mantuvieron refrigerados en heladera hasta su análisis por semi micro Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982; IRAM-SAGPyP, 2011d). Estos análisis se realizaron en el LabSPA-CONICET (Departamento de Agronomía, UNS).

Como las enmiendas se mezclaron con el suelo en el momento de aplicación y no hubo flujo de aire sobre este, las pérdidas por volatilización se consideran despreciables (de la Fuente *et al.*, 2010).

#### **3.4.3.2 Liberación de P**

En cada una de las fechas de muestreo de las incubaciones aeróbicas, luego de la determinación de mineralización de N (N<sub>min</sub>), se colocaron los potes en estufa con ventilación forzada de aire a 40°C para secar las muestras hasta peso constante.

Posteriormente las muestras se molieron y tamizaron por 2 mm para la determinación de P extractable (P<sub>e</sub>), utilizando una relación 1:7 de extractante (0,03 M NH<sub>4</sub>F + 0,025 M HCl) con agitación (5 minutos) (Bray y Kurtz, 1945). Estos análisis se realizaron en el LabSPA-CONICET (Departamento de Agronomía, UNS).

#### **3.4.3.3 Mineralización C**

La mineralización de C se evaluó en microcosmos por el método de respiración microbiana mediante la determinación del C liberado en forma de CO<sub>2</sub> capturado en una solución de NaOH y titulación por retorno con HCl (Pell *et al.*, 2005; Zibilske, 1994). Este ensayo se realizó en paralelo con los de mineralización de C y P, utilizando los mismos tratamientos, temperatura, humedad, fechas de muestreo y dosis.

Se colocaron en potes plásticos de 750 cm<sup>3</sup> cerrados herméticamente 100 g de suelo (equivalente a seco en estufa), que se humedeció hasta el 60% del EP (Pell *et al.*, 2005) y se pre incubaron una semana en estufa a 25°C. Luego, se realizó la mezcla con los compost, y las mezclas se rehumedecieron con agua destilada hasta alcanzar una humedad del 60% del EP. Dentro del pote plástico se colocó un vial plástico de 50 mL con 30 mL de NaOH (0,5 N) que actuaba como trampa alcalina. Las muestras se incubaron en estufa a 25°C durante 17 semanas. Se realizaron tres repeticiones por tratamiento y tres controles, sin el agregado de suelo.

En cada una de las fechas de muestreo se retiró la solución de NaOH, se agregó 2,5 ml de BaCl<sub>2</sub> 3 N (para precipitar carbonatos y bicarbonatos) y se tituló con HCl 0,25 N. Luego de cada titulación se corrigió la humedad antes

de renovar el vial con NaOH, se selló herméticamente con cinta de embalar y se colocó nuevamente en la estufa para continuar con la incubación.

### 3.4.4 Diseño experimental y análisis estadístico

#### 3.4.4.1 Mineralización de N

En el primer ensayo se utilizó un diseño experimental aleatorizado de dos factores con tres repeticiones. En el segundo, se utilizó un diseño experimental de tres factores con tres repeticiones. Para la comparación de medias se utilizó el test de DMS de Fischer, utilizando el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

La dinámica de N para cada fecha de muestreo entre los tratamientos y el control en el suelo abonado se evaluó de varias formas:

- el proceso de mineralización de N orgánico (Ni):

$$Ni = NH_4^+ + NO_3^-$$

- la mineralización de N orgánico del compost (Nmin):

$$Nmin = (Ni_{t=i} - Ni_{t=0})_{suelo+enmienda} - (Ni_{t=i} - Ni_{t=0})_{control}$$

- la mineralización neta de Ni (Nnet):

$$Nnet = Ni_{t=i} - Ni_{t=0}$$

#### 3.4.4.2 Liberación de P

Se analizó el Pe sobre las muestras destructivas del ensayo Nmin, siguiendo el mismo diseño experimental. Se ajustaron regresiones lineales utilizando una Planilla de Cálculo ANCOVA, provista por Dpto. de Matemática UNS (Camina R. y Wizner N., comunicación personal 2016.)

La dinámica de Pe post aplicación para cada fecha de muestreo en el suelo se evaluó según lo propuesto (Azeez y Van Aberbeke, 2010; Griffin, 2005; Preusch *et al.*, 2002):

- Eficiencia del tratamiento:

$$Ef_{trat} (\%) = \left( \frac{P_{trat} - P_{control}}{P_t} \right) \times 100$$

Donde:

$P_{trat}$  = P máximo de cada tratamiento.

$P_{control}$  = máximo valor de Pe del suelo sin abonar.

$P_t$  = P total adicionado por cada uno de las enmiendas.

### 3.4.4.3 Mineralización de C

En el primer ensayo se utilizó un diseño en medidas repetidas de un factor con tres repeticiones al azar. En el segundo, se utilizó el mismo diseño con dos factores. Para la comparación de medias se utilizó el test de DMS de Fischer, mediante el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

La respiración microbiana potencial se estimó calculando la tasa diaria y acumulada de la evolución del CO<sub>2</sub>. Se ajustaron regresiones no lineales utilizando el software Curve Expert Professional v.2.4.0 (Hyams, 2016).

## 3.5 Resultados y discusión

### 3.5.1 Primera Incubación

#### 3.5.1.1 Dinámica del N

Se encontraron interacciones significativas de los tratamientos con las fechas de muestreo ( $p_{\text{interacción}} < 0,0001$ ) en la dinámica de amonificación y del Ni. Sin embargo, la dinámica de la nitrificación no evidenció diferencias significativas ( $p_{\text{interacción}} > 0,05$ ) por lo que se pudieron analizar en conjunto los tratamientos con las fechas de muestreo. En la Figura 24 se puede observar las dinámicas del NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y Ni para cada uno de los tratamientos.

Los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron más influyentes en el total del Ni en todas las fechas de muestreo representado en promedio el 85% (Tabla 8). Esto coincide con otros autores (Laos *et al.*, 2000; Satti, 2007; Tognetti, 2007;) que reportaron el predominio del proceso de nitrificación luego de aplicar compost al suelo. También coincide con Griffin y Honeycutt (2000) que incluso recomiendan estudiar únicamente la acumulación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en vez del total del Ni, debido a que los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> constituyen la fracción más abundante del N mineral del suelo y tienen un patrón de liberación similar al Ni.

Los tratamientos presentaron diferencias en la dinámica de mineralización del NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, siguiendo la tendencia S < CCG = CCE ( $p < 0,0001$ ) alcanzando máximos de 256, 292, 313 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> respectivamente. En la Tabla 9 pueden observarse las diferencias encontradas ( $p < 0,0001$ ) entre las fechas de muestreo.

En la dinámica de los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de los compost se puede ver un aumento en el momento inicial del contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo y luego una disminución hasta el día 7, coincidiendo con lo reportado por Mazzarino *et al.* (2004) y en



lo revisado por Amlinger *et al.* (2003). Debido a que en este ensayo la disminución del  $\text{NH}_4^+$  es similar al incremento de los  $\text{NO}_3^-$ , se puede suponer que la inmovilización prevalece sobre las pérdidas gaseosas (Cardoso, 2016). Esta inmovilización puede estar dada por la disponibilidad de C post aplicación de compost en la primera semana y haber estimulado la producción de biomasa microbiana en el suelo (Bernal y Roig, 1993; Hernández *et al.*, 2002; Cayuela *et al.*, 2009; Leconte, 2010).

Entre el día 7 y el día 21, se produjo un nuevo aumento de mineralización que culminó con diferencias significativas entre los suelos enmendados y el control, pero esta etapa fue seguida de una inmovilización donde los suelos enmendados vuelven a valores cercanos al control. Estas inmovilizaciones son consideradas como un indicador de estabilidad y madurez de las enmiendas orgánicas (Hadas y Portnoy, 1994) y se deben a la pérdida de compuestos de N fácilmente degradables durante el proceso de compostaje (Eghball *et al.*, 2002). Por lo tanto, estos materiales estables y maduros no se mineralizan rápidamente en el período inicial después de su aplicación en el suelo, sino que se almacenan y se liberan gradualmente (Sánchez y Delgado, 2008).

En estas etapas, donde ocurrió una disminución en los  $\text{NO}_3^-$  se observaron valores negativos al realizarse los cálculos de mineralización de  $N_{\text{net}}$  (Figura 25) y de  $N_{\text{min}}$  (Figura 26), coincidiendo con otros trabajos que reportan esta misma situación (Griffin *et al.*, 2005; Bowden *et al.*, 2007; Tognetti *et al.*, 2008).

A partir del día 49 comenzó una nueva etapa de mineralización, donde los suelos enmendados presentaron valores similares al control hasta el día 70. A partir de esa fecha el control permaneció prácticamente constante mientras que compost continuó incrementando el contenido de  $\text{NO}_3^-$  hasta finalizar el ensayo, volviendo a mostrando diferencias significativas con el control en los días 91 y 119 (Figura 25). La muerte de los microorganismos garantiza que los nutrientes inmovilizados vuelvan al suelo (Azeez y Van Aberbeke, 2010).

Tabla 8. Porcentaje de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> respecto del Ni mineralizado.

Tratamiento	Fechas de muestreo								
	0	3	7	21	35	49	63	91	119
	%								
<b>S</b>	79	69	66	90	94	92	86	97	97
<b>CCG</b>	84	76	77	75	96	96	93	85	85
<b>CCE</b>	84	66	72	77	96	95	94	86	85

S: suelo, CCG: cebolla-guano, CCE: cebolla-estiércol.

Tabla 9. Datos del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mineralizado en cada una de las fechas de muestreo.

Días		Tratamiento		
		<b>S</b>	<b>CCG</b>	<b>CCE</b>
		kg ha <sup>-1</sup>		
<b>0</b>	b	70 ± 10	136 ± 22	150 ± 11
<b>3</b>	a	71 ± 13	108 ± 17	109 ± 53
<b>7</b>	a	98 ± 1	101 ± 16	111 ± 10
<b>21</b>	c	144 ± 11	206 ± 2	219 ± 18
<b>35</b>	b	94 ± 8	124 ± 1	108 ± 8
<b>49</b>	b	120 ± 20	127 ± 4	118 ± 5
<b>63</b>	d	229 ± 22	230 ± 15	233 ± 28
<b>91</b>	e	225 ± 22	319 ± 4	339 ± 19
<b>119</b>	f	265 ± 36	342 ± 29	369 ± 62

S: suelo, CCG: cebolla-guano, CCE: cebolla-estiércol. Diferencias significativas (p<0,05) entre días se indican en letras minúsculas.

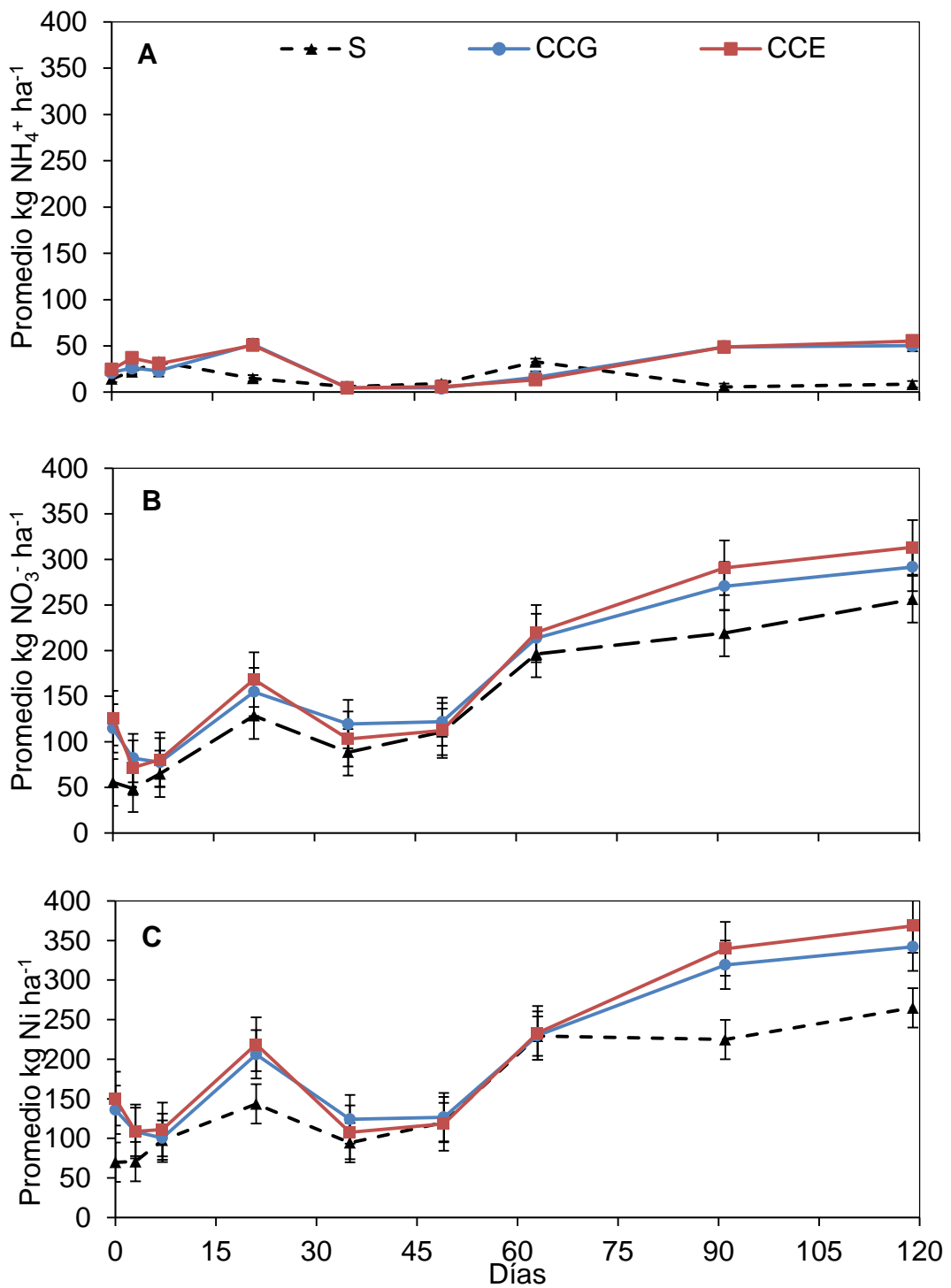


Figura 24. Dinámica de las distintas formas de N mineralizado de los tratamientos: A) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, B) NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y C) Ni. Las barras indican error estándar. S: Suelo, CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

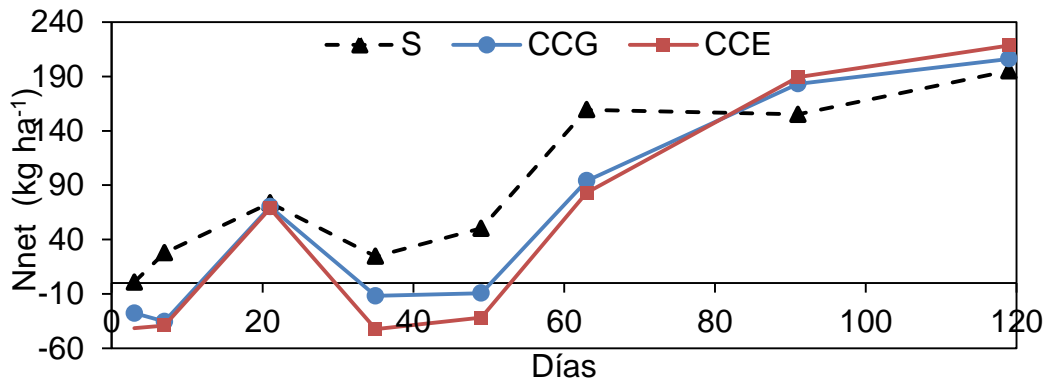


Figura 25. Inmovilización inicial de la mineralización Nnet de los tratamientos. S: Suelo, CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

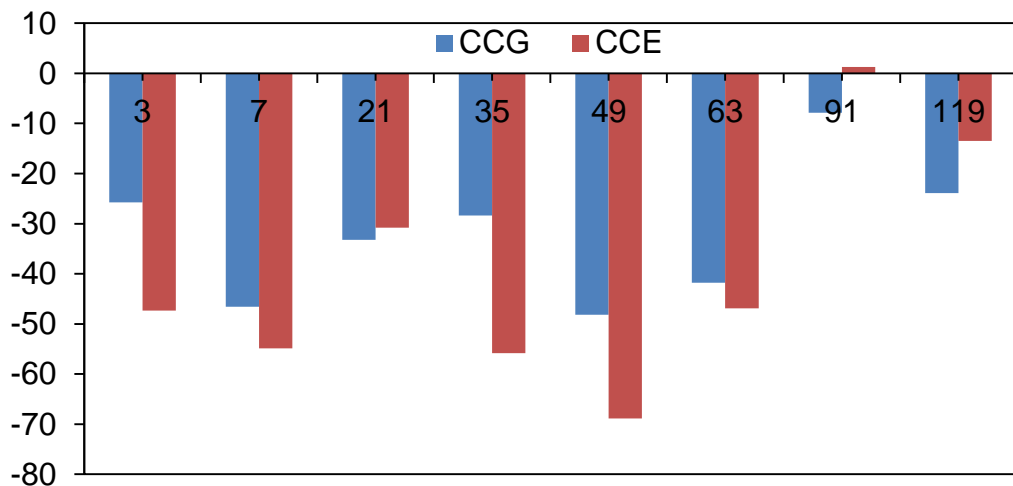


Figura 26. Efecto del tipo de compost en la Nmin post aplicación al suelo. CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

### 3.5.1.2 Dinámica del P

Se comparó la disponibilidad del Pe de los tratamientos con respecto al tiempo encontrándose que no se comportaban de la misma forma ( $p_{\text{interacción}} < 0,0001$ ) (Figura 27). Por un lado, se hallaron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) en las distintas fechas en todos los tratamientos y por otro, diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0,0001$ ) siguiendo la tendencia  $S < CCE = CCG$ .

En todos los tratamientos, y para cada una de las fechas de muestreo, se analizaron además pH y CE; los valores de pH variaron entre 6,6 y 7,3 y los de CE entre 0,33 y 0,77. Todos los tratamientos presentaron el mayor nivel de Pe en el día cero coincidiendo con lo presentado por Preusch *et al.*

(2002), y los altos valores que presentaron los suelos enmendados permiten suponer un alto contenido de P disponible lo que coincide con Sikora *et al.* (1982) que reportaron que entre el 25 y el 40% del P en compost de biosólidos se encuentra en forma disponible para las plantas y con los valores de Leconte, 2010, que trabajando con compost derivados de residuos de cría de aves, encontró valores de P disponible de 61 a 66 %.

Durante los 3 primeros días de incubación el Pe decrece en todos los suelos enmendados, posiblemente debido a que al aumentar la disponibilidad de P en el momento inicial decrece la producción de enzimas y la liberación de P se detiene (Mc Gill y Cole 1981; Tafadar y Jungk 1987). Otra explicación puede ser que el exceso de P sea inmovilizado biológicamente, retenido por adsorción superficial (Goldberg y Sposito, 1985) o precipitado con Ca (Sanyal y De Datta, 1991).

A partir de los tres días el contenido de Pe de los suelos enmendados con CCE aumentó gradualmente durante las 17 semanas evaluadas (Figura 28), presentando un buen ajuste lineal ( $R^2 > 0,84$ ). Los microorganismos usan los compuestos orgánicos fosforados principalmente como fuente de C y solo incorporan una pequeña proporción del P de los compuestos (Spohn y Kuzyakov, 2013). Esto generaría un incremento del nivel de P disponible durante su degradación. El CCE presentó una mayor tasa de liberación que CCG, posiblemente debido a la presencia de una mayor proporción de compuestos lábiles fosforados como consecuencia del menor tiempo de maduración.

Debido a que se observaron diferencias significativas en las fechas de incubación sobre el Pe, se procedió al análisis de covarianza para la comparación de las tasas de liberación de Pe entre los tratamientos (Figura 28). En los diferentes compost la tasa de liberación de Pe presentó diferencias, siendo mayor en el CCE que en el CCG ( $p < 0,01$ ).

La aplicación a campo de enmiendas orgánicas normalmente se basa en el requerimiento de N de los cultivos (Moore *et al.*, 2010). Sin embargo la alta relación P/N de las enmiendas orgánicas en relación a la relación P/N absorbida por las plantas puede generar un exceso de P en el suelo (Hesketh y Brookes, 2000; Maguire *et al.*, 2001). En nuestro trabajo se verificó esta tendencia en los compost, los cuales presentaron un incremento

de  $P_e$  respecto al control 20 veces mayor. La eficiencia de las enmiendas para incrementar el  $P_e$  varió entre el 82% y 62 % para CCE y CCG respectivamente (Tabla 10), siendo en ambos casos superior a lo reportado por Larney y Hao (2007) en compost de estiércol de cría de ganado vacuno.

Tabla 10. Indicadores de disponibilidad de P.

Tratamiento	$P_{\text{suelo}}$	$P_{\text{aplicado}}$	$P_{\text{medio}}$	$P_{\text{max}}$	$Ef_{\text{trat}}$	N/P
	ppm				%	
CCE	6,2	46	26,6	43,7	81,5	2,3
CCG		48	27,8	35,8	61,6	1,6

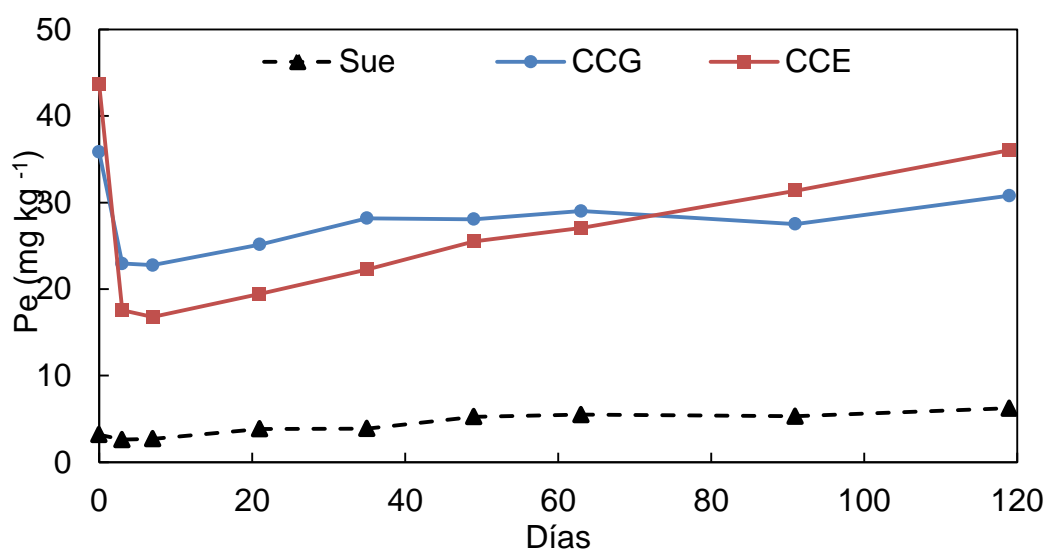


Figura 278. Dinámica de  $P_e$  suelos tratados con las distintas enmiendas.

S: suelo, CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

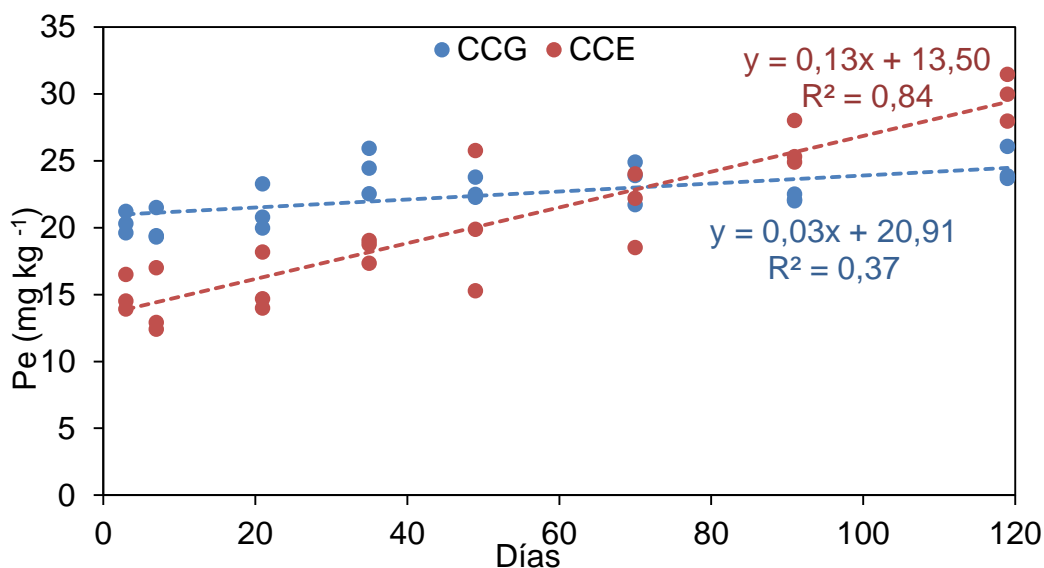


Figura 289. Regresiones lineares de la disponibilidad de Pe durante el ensayo. CCG: cebolla-guano, CCE: cebolla-estiércol.

### 3.5.1.3 Dinámica del C

Se analizó la dinámica de la mineralización potencial del C encontrándose interacción entre los tratamientos y las fechas de muestreo ( $p_{\text{interacción}} < 0,001$ ). El aporte de C de las enmiendas aumentó la mineralización en el suelo coincidiendo con los resultados obtenidos por Castán *et al.* (2016b).

En los resultados de este ensayo, se asume que la emisión de C-CO<sub>2</sub> proviene en su totalidad de la actividad de los microorganismos (Aber y Melillo, 1991) ya que los restos de raíces de plantas se removieron en la preparación de las muestras de suelo la formación de CaCO<sub>3</sub> es un proceso edáfico que requieren mayor tiempo (Landi *et al.*, 2003), no hay evidencias que la disolución de CaCO<sub>3</sub> aporte cantidades significativas a la atmósfera (Serna-Pérez *et al.*, 2006) y las enmiendas tampoco contenían CaCO<sub>3</sub> (Castán *et al.*, 2016a).

En la Figura 29 se puede observar la dinámica de la tasa de la mineralización de C en cada fecha de muestreo. La tasa de mineralización de ambas enmiendas disminuyó a través del tiempo, exhibiendo la tasa más rápida en los primeros muestreos, lo cual coincide con la fase de decrecimiento exponencial (Gillis y Price, 2010).

El CCG presentó la mayor emisión de CO<sub>2</sub> alcanzando la tasa máxima durante los primeros 7 días, reduciéndose gradualmente pero con una tendencia superior al resto de los tratamientos hasta el día 70. El CCE también alcanzó la actividad más alta a los 7 días y descendió marcadamente mostrando una tendencia mayor por encima del control hasta los 91 días.

El máximo de liberación de C-CO<sub>2</sub> se logró en las primeras tres semanas de incubación en todos los tratamientos (Figura 30), coincidiendo con lo reportado por Iocoli *et al.* (2016). La respiración acumulada mostró su máxima respuesta en las tres primeras fechas de muestreo (Eshetu *et al.*, 2013).

Se ajustó, para cada una de las enmiendas aplicadas, un modelo exponencial de primer orden para evaluar la evolución acumulada de C-CO<sub>2</sub> según lo propuesto por otros autores (Murwira *et al.*, 1990):

$$C_t = C_o(1 - e^{-k_o t})$$

Donde:

$C_t$  = C-CO<sub>2</sub> acumulado al tiempo t (mg 100 g<sup>-1</sup> de suelo)

$C_o$  = stock de carbono potencialmente mineralizable (mg 100 g<sup>-1</sup> de suelo)

$k_o$  = constante de primer orden (día<sup>-1</sup>)

En la Tabla 11 se pueden observar cada uno de los parámetros obtenidos, que fueron comparados mediante pruebas t. No se encontraron evidencias de diferencias en el  $C_o$ , pero sí se encontraron diferencias significativas entre las constantes de primer orden ( $p < 0,01$ ) siendo esta diferencia lo que justifica la interacción encontrada en el ANOVA.

Una función exponencial representa un reservorio de C rápidamente mineralizable cuya tasa depende principalmente de la concentración del sustrato, particularmente de la biomasa microbiana del suelo que se sabe que está en un estado de metabolismo basal, para rápidamente responder a sustratos lábiles (De Nobili *et al.*, 2001). De esta forma se observan dos fracciones de C orgánico con distinto grado de estabilidad para la evolución del C-CO<sub>2</sub> en los compost utilizados: una primera de transformación



biológica más intensa de C orgánico lábil, seguida por una segunda fase más lenta de C orgánico más resistente (Antil *et al.*, 2011).

Tabla 11. Comparación de estimaciones de parámetros del modelo ajustado.

Parámetro	Tratamiento	
	CCE	CCG
$C_o$	163,48 ± 0,013	157,63 ± 0,008
$k_o$	0,0108 ± 0,0003	0,0125 ± 0,0004

CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

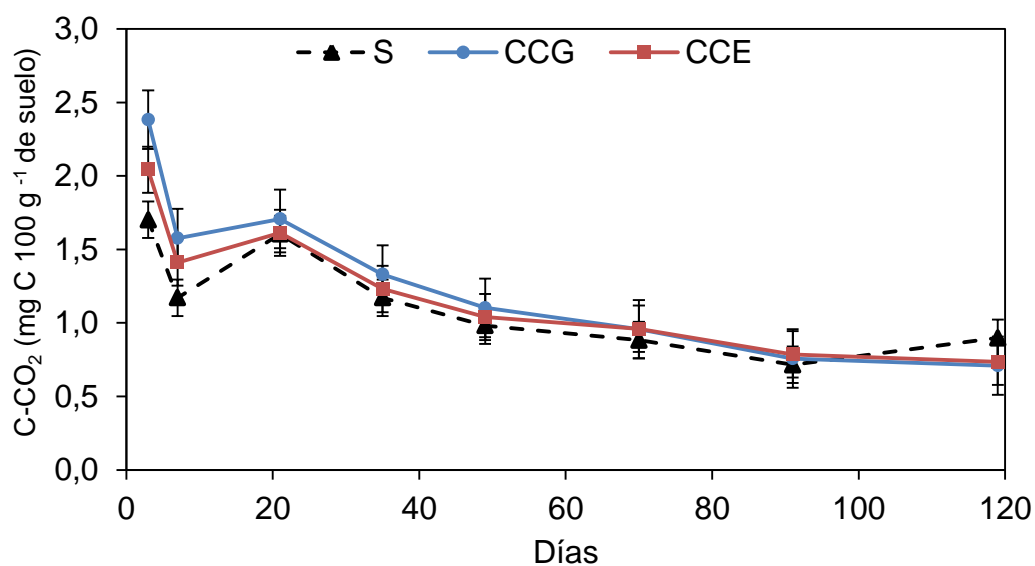


Figura 29. Tasa de mineralización de C-CO<sub>2</sub> de los tratamientos evaluados.

S: suelo, CCG: cebolla- guano, CCE: cebolla-estiércol.

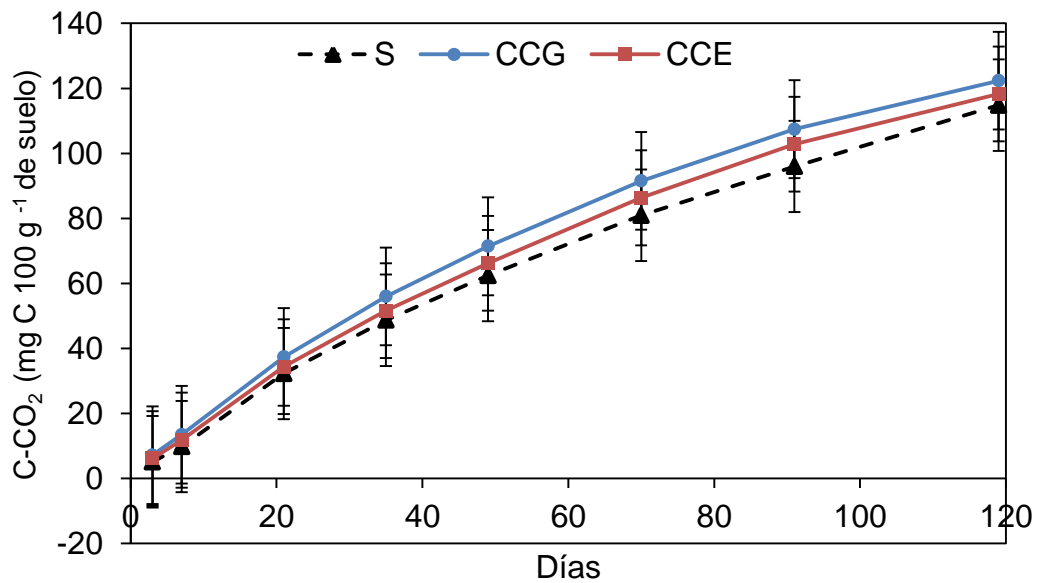


Figura 30. Mineralización acumulada de C-CO<sub>2</sub>. S: suelo, CCG: cebolla-guano, CCE: cebolla-estiércol.

### 3.5.2 Segunda Incubación

#### 3.5.2.1 Dinámica del N

Al comparar los contenidos de Ni se detectó interacción entre días, compost y suelo ( $p_{\text{interacción}} < 0,10$ ), por lo tanto, se analizaron de forma separada agrupándose de acuerdo al tipo de suelo. En la Figura 31 se puede observar las dinámicas del NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y Ni para cada uno de los tratamientos y para cada tipo de suelo. Se encontraron diferencias significativas entre el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ( $p < 0,0001$ ), coincidiendo con los resultados obtenidos en la primera incubación de este Capítulo.

En el suelo HA se encontró interacción significativa ( $p_{\text{interacción}} < 0,001$ ), en el análisis de los datos por lo que la dinámica de mineralización de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se estudió separando los días y los tratamientos. También en el suelo SP los tratamientos evidenciaron diferencias significativas en la interacción ( $p_{\text{interacción}} < 0,05$ ) con los días en la dinámica de mineralización de los NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. En la Figura 31 se observa que los tratamientos siguieron la tendencia S=CRUB<CSP, alcanzando máximos de 226, 227 y 267 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> respectivamente, siendo la última fecha de muestreo la que exhibe el máximo distanciamiento entre los tratamientos. En la Tabla 12 y 13 pueden observarse las diferencias encontradas entre los tratamientos ( $p < 0,05$ ) para

cada una de las fechas de muestreo y entre las fechas de muestreo ( $p < 0,05$ ) para cada uno de los tratamientos.

Los dos suelos presentaron una dinámica similar de liberación de Ni en la primera etapa de la incubación, iniciando con tendencia positiva seguida de una fase de decrecimiento hasta el muestreo del día 35 para SP y 49 para HA. Esto coincide con otros autores (Mazzarino *et al.*, 2004; Tognetti C. 2007; Cardoso *et al.*, 2013), que explican estos periodos de mineralización negativa como una inmovilización de Ni en la biomasa microbiana. De forma similar a los resultados obtenidos en el ensayo anterior mencionado en este capítulo, en las etapas donde ocurre una disminución en  $\text{NO}_3^-$  se observan valores negativos al realizarse los cálculos de mineralización de Nnet (Figura 32) y de Nmin (Figura 33).

En el suelo franco arenoso, la mineralización de CSP y CRUB resultó en un progreso proporcional creciente con respecto al tiempo, mientras que en el suelo franco arcilloso presentaron una evolución decreciente durante la mayor parte de la incubación. Esto coincide con Griffin *et al.* (2002) y Shah *et al.* (2013) quienes reportaron inmovilización y menor mineralización de enmiendas orgánicas en suelos con texturas fina. Estas diferencias de mineralización entre los suelos SP y HA estén posiblemente causadas por la mayor protección al ataque microbiano que ofrece la arcilla, ya que forma complejos con la MO (Amlinger, 2003; Leconte, 2010). Algunos autores han destacado además, que la mineralización de estiércoles crudos (mayor contenido inicial de Ni) no son afectados por el tipo de suelo, mientras que en los abonos estabilizados (como el compost) la mineralización se ve favorecida en suelos con mayor contenido de arena (Mubarak *et al.*, 2010).

Al finalizar el ensayo, en el muestro del día 119, se encontraron diferencias significativas en la liberación de Ni ( $p > 0,05$ ) entre el suelo HA y el SP, mineralizando porcentualmente más N el suelo franco arenoso durante la incubación (Thomsen *et al.*, 2003; Honeycutt *et al.*, 2005b), en contraposición a lo reportado por Hadas y Portnoy (1997) donde las diferencias encontradas fueron de menor magnitud, y los efectos se atribuyeron al tipo de enmienda utilizada (estiércol bovino y residuos orgánicos de origen municipal).

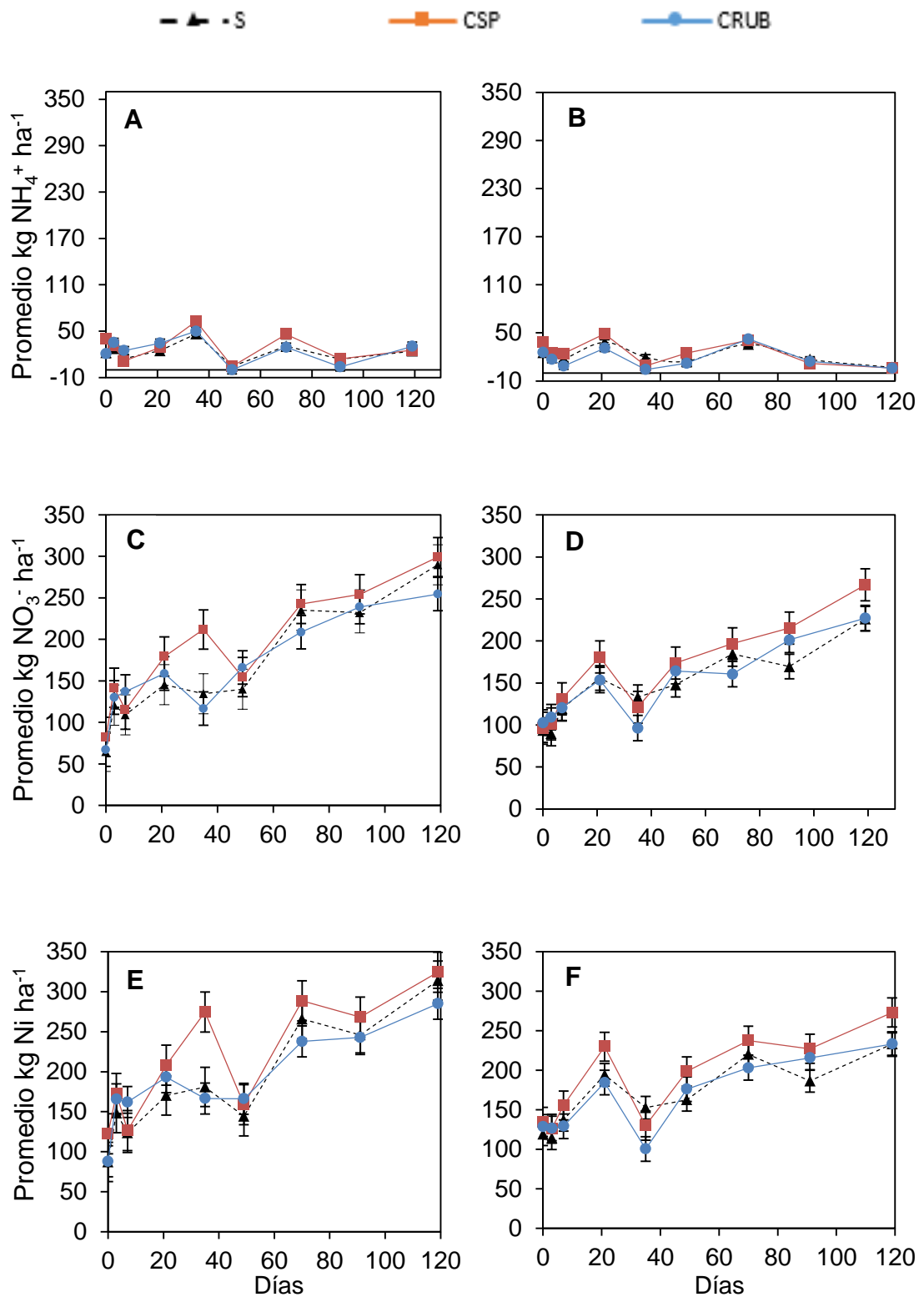


Figura 31. Dinámica de las distintas formas de N mineralizado de los tratamientos evaluados: A)  $\text{NH}_4^+$  S-HA, B)  $\text{NH}_4^+$  S-SP, C)  $\text{NO}_3^-$  S-HA, D)  $\text{NO}_3^-$  S-SP, E) Ni S-HA, F) Ni S-SP. Las barras indican error estándar. S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

Tabla 12. Datos del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mineralizado en el suelo HA.

Días	Tratamiento								
	S			CSP			CRUB		
	kg ha <sup>-1</sup>								
<b>0</b>	87 ± 14	a	A	122 ± 2	a	A	88 ± 0	a	A
<b>3</b>	148 ± 7	a	BC	173 ± 1	b	C	165 ± 7	ab	BC
<b>7</b>	124 ± 10	a	B	126 ± 6	a	B	162 ± 7	b	BC
<b>21</b>	170 ± 9	a	C	208 ± 4	a	D	193 ± 29	a	BC
<b>35</b>	181 ± 29	a	BC	275 ± 17	b	E	167 ± 29	a	AB
<b>49</b>	144 ± 10	a	C	159 ± 6	a	C	166 ± 23	a	CD
<b>70</b>	266 ± 18	a	D	289 ± 2	a	F	238 ± 41	a	DE
<b>91</b>	246 ± 14	a	D	268 ± 5	a	F	243 ± 36	a	E
<b>119</b>	314 ± 14	a	E	324 ± 16	a	G	285 ± 36	a	E

Tabla 13. Datos del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mineralizado en SP.

Días	Tratamiento								
	S			CSP			CRUB		
	kg ha <sup>-1</sup>								
<b>0</b>	119 ± 5	a	A	135 ± 5	a	A	129 ± 12	a	A
<b>3</b>	114 ± 11	a	A	126 ± 4	a	A	126 ± 19	a	A
<b>7</b>	137 ± 9	a	B	155 ± 2	a	B	129 ± 9	a	A
<b>21</b>	194 ± 4	a	DE	230 ± 6	b	C	184 ± 14	a	B
<b>35</b>	153 ± 13	a	BC	130 ± 19	a	AB	101 ± 22	a	A
<b>49</b>	163 ± 6	a	CD	199 ± 5	a	C	176 ± 25	a	B
<b>70</b>	220 ± 13	a	F	238 ± 32	a	CD	203 ± 33	a	B
<b>91</b>	186 ± 12	a	EF	227 ± 3	b	D	216 ± 8	b	C
<b>119</b>	233 ± 22	a	G	273 ± 34	a	E	233 ± 12	a	C

Valores ± indican desvío estándar. Diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos para cada una de las fechas de muestreo se indican en letras minúsculas diferentes. Diferencias significativas (p<0,05) entre fechas de muestreo para cada uno de los tratamientos se indican en letras mayúsculas diferentes.

S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

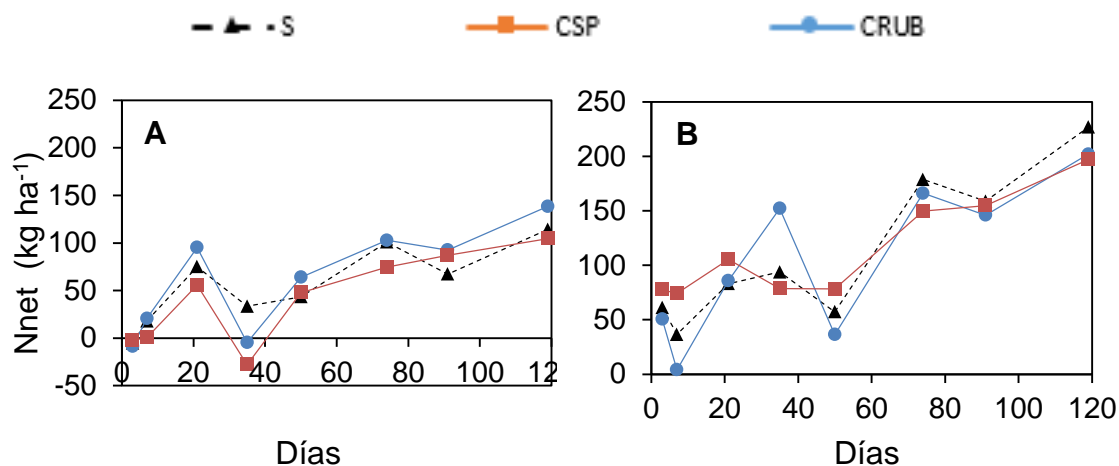


Figura 32. Nnet. A) Suelo SP, B) Suelo HA. S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

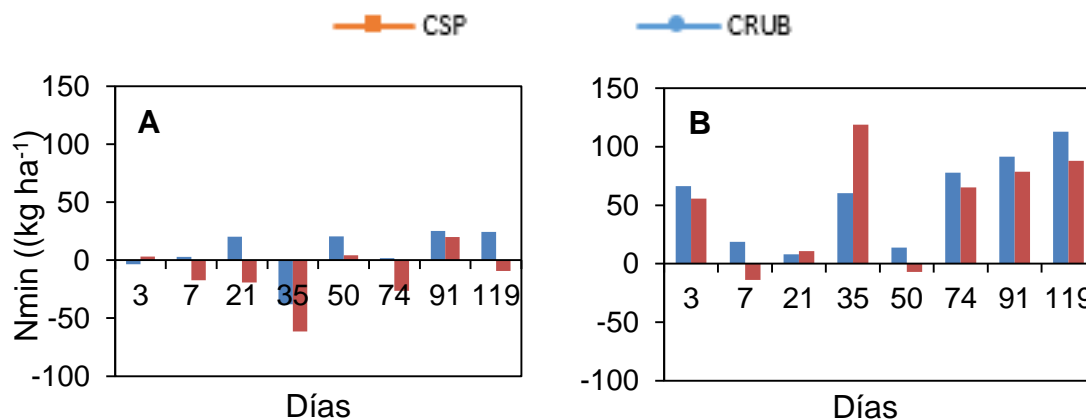


Figura 33. Nmin. A) Suelo SP, B) Suelo HA. CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

### 3.5.2.2 Dinámica del P

Al analizar los contenidos de Pe se detectó interacción entre días, compost y suelo ( $p_{\text{interacción}} < 0,05$ ), por lo que se compararon los tratamientos en los suelos HA y SP de forma separada. En la Figura 34 se puede observar las dinámicas del Pe para cada uno de los tratamientos.

En el suelo HA los tratamientos no evidenciaron interacción significativa ( $p_{\text{interacción}} > 0,05$ ) de la dinámica de liberación del Pe, siguiendo la tendencia  $S < CRUB < CSP$  ( $p < 0,001$ ) alcanzando valores medios de 11, 26 y 36  $\text{mg kg}^{-1}$  respectivamente.

En el análisis de los datos del suelo SP se encontraron interacción significativa ( $p_{\text{interacción}} < 0,001$ ), atribuidos a las diferencias entre fechas de muestreo, por lo que la dinámica de liberación de Pe se estudió separando los días y los tratamientos (Tabla 14). En la Figura 34, se puede observar que los tratamientos siguen la misma tendencia que en el suelo HA ( $S < \text{CRUB} < \text{CSP}$ ).

Se ajustaron regresiones lineales para evaluar la liberación del Pe con respecto al tiempo de todos los tratamientos en cada uno de los suelos. En el análisis de los tratamientos del suelo HA (Figura 35) se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0,0001$ ), sin encontrarse diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) en la comparación de las pendientes de las rectas. Ambos compost presentaron un ajuste lineal significativo ( $p < 0,0001$ ). Por otro lado, en el suelo SP (Figura 36) no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0,0001$ ) y ninguno de los compost ajustó significativamente a la regresión lineal ( $p > 0,05$ ).

La eficiencia de las enmiendas para incrementar el Pe varió entre 27 y 36 % en el suelo HA, mientras que en el suelo SP fue superior con valores entre 34 y 54% (Tabla 15). Ambos valores son inferiores a los registrados en el primer ensayo de este Capítulo. Ambos compost presentaron valores altos de Pe, pero sin llegar a superar los  $50 \text{ mg P kg}^{-1}$ . Esto se debe a que las fracciones estables de P orgánico permiten generar un efecto de liberación lenta que retrasa la disponibilidad del P (Dao y Schwartz, 2011). Sin embargo, si el objetivo es limitar el movimiento de P en el ambiente, las enmiendas compostadas presentan mayor riesgo de acumulación por aplicaciones frecuentes debido a sus altas concentraciones de P inorgánico (Eghball, 2002; Zvomuya *et al.*, 2006). Debido a esto, Castán *et al.* (2006b) proponen como estrategia para minimizar los riesgos ambientales realizar mezclas de compost ricos en N y P provenientes de estiércoles de origen animal, con compost provenientes de la fracción orgánica de residuos municipales que tienen bajos contenidos de N y P pero que son ricos en calcio (carbonatos) que forman complejos con el P y que minimizarían las pérdidas medioambientales.

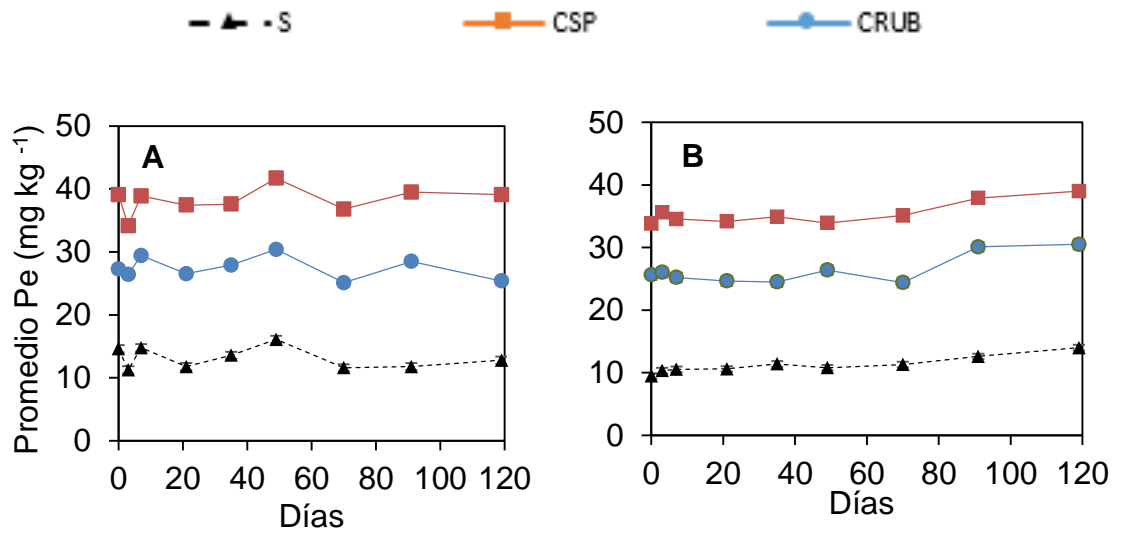


Figura 34. Dinámica de Pe suelos tratados: A) Suelo SP, B) Suelo HA.  
S: suelo. CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

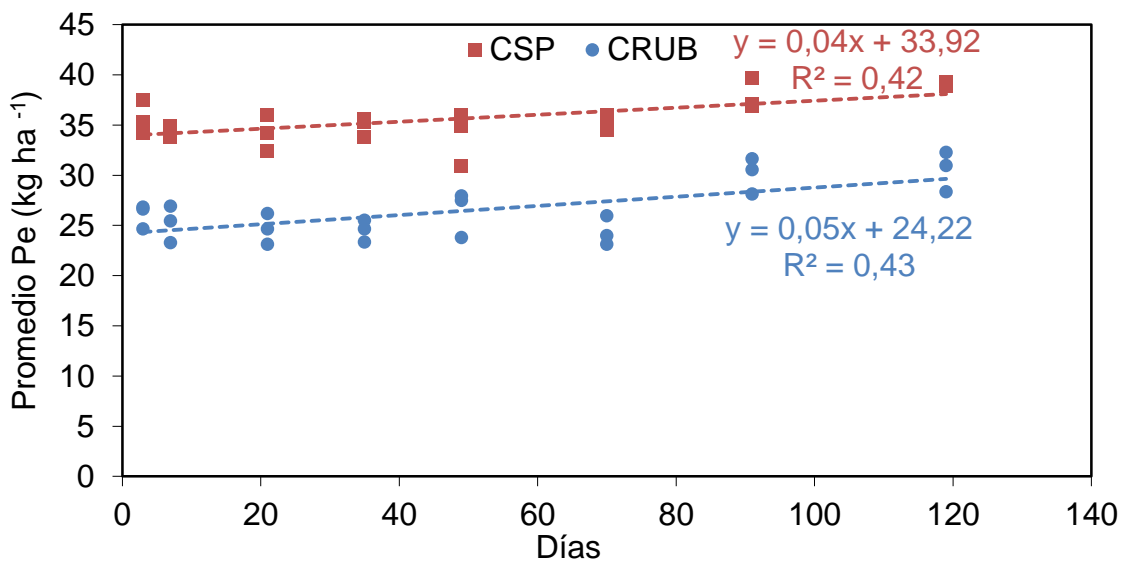


Figura 35. Regresiones lineares de la disponibilidad de Pe en el suelo HA.  
CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.



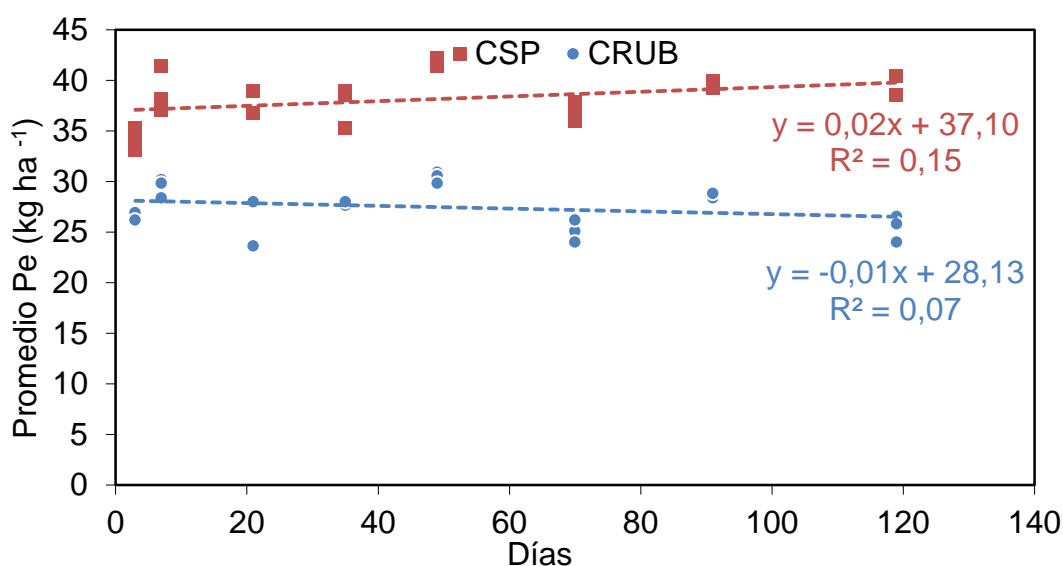


Figura 36. Regresiones lineares de la disponibilidad de Pe en el suelo SP. CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

Tabla 14. Datos del Pe mineralizado en SP.

Días	Tratamiento								
	S			CSP			CRUB		
	kg ha <sup>-1</sup>								
<b>0</b>	14,61 ± 0,28	a	D	39,08 ± 0,28	b	BC	27,26 ± 0,49	c	ABC
<b>3</b>	11,27 ± 0,12	a	A	34,17 ± 1,1	b	C	26,42 ± 0,4	c	AB
<b>7</b>	14,78 ± 0,23	a	D	38,90 ± 2,23	b	BC	29,44 ± 0,95	c	DE
<b>21</b>	11,78 ± 0,45	a	A	37,44 ± 1,27	b	BC	26,54 ± 2,54	c	AB
<b>35</b>	13,60 ± 0,36	a	C	37,60 ± 1,97	b	BC	27,90 ± 0,23	c	BCD
<b>49</b>	16,10 ± 0,47	a	E	41,70 ± 0,46	b	D	30,40 ± 0,56	c	E
<b>70</b>	11,60 ± 0,25	a	A	36,80 ± 0,91	b	B	25,10 ± 1,1	c	A
<b>91</b>	11,80 ± 0,59	a	A	39,50 ± 0,35	b	CD	28,50 ± 0,23	c	CDE
<b>119</b>	12,80 ± 0,64	a	B	39,10 ± 1,1	b	C	25,40 ± 1,29	c	A

Valores ± indican desvío estándar. Diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamientos para cada una de las fechas de muestreo se indican en letras minúsculas. Diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre fechas de muestreo para cada uno de los tratamientos se indican en letras mayúsculas. S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

Tabla 15. Indicadores de disponibilidad de P.

Tratamiento	Suelo	P <sub>suelo</sub>	P <sub>aplicado</sub>	P <sub>medio</sub>	P <sub>max</sub>	Ef <sub>trat</sub>	N/P
		ppm				%	
<b>CSP</b>	<b>HA</b>	13,93	69,5	35,4	39,0	36,1	0,9
<b>CRUB</b>			64,8	26,4	30,5	26,6	1,4
<b>CSP</b>	<b>SP</b>	16,07	47,8	38,3	41,7	53,6	0,9
<b>CRUB</b>			42,0	27,5	30,4	34,1	1,4

HA: Hilario Ascasubi, SP: San Pedro, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

### 3.5.2.3 Dinámica del C

Se analizó la dinámica de la mineralización potencial del C encontrándose interacción entre los tratamientos, los suelos y las fechas de muestreo ( $p_{\text{interacción}} < 0,0001$ ); debido a esto se procedió al análisis separando la dinámica de los tratamientos de acuerdo al tipo de suelo. Esto coincide con el ensayo de incubaciones de Helgason *et al.*, 2005 que encontraron una interacción significativa en la mineralización del C entre los compost utilizados y el tipo de suelo.

En la Figura 37 se puede observar la dinámica de la mineralización de C acumulada en cada fecha de muestreo. Luego de 17 semanas de incubación, hubo mayor mineralización en el suelo franco arenoso (HA) comparado con el franco arcilloso (SP), esto no coincide con lo reportado por Hadas y Portnoy (1994) que encontraron menores diferencias entre los tipos de suelo. En contraposición, Thomsen y Olesen (2000) encontraron que la mineralización de C de los suelos enmendados con compost no es afectada por la textura, pero que la velocidad inicial de descomposición es mayor en suelos arenoso y que la protección del C orgánico de los compost por complejos órgano-minerales explicaría la supresión de la mineralización en suelos francos. Posiblemente estas variaciones en la mineralización del C de las enmiendas orgánicas entre los diferentes tipos de suelo, pueden haberse visto minimizada trabajando en las condiciones controladas del ensayo (Helgason *et al.*, 2005).

En el análisis de los datos de los suelos SP y HA se encontró interacción significativa ( $p < 0,0001$ ) entre los tratamientos y las fechas de muestreo,

debido esencialmente a que en las dos primeras fechas de muestreo no se detectaron diferencias entre los tratamientos. Para ambos suelos, partir del día 21 se encontraron diferencias significativas entre las fechas de muestreo ( $p < 0,0001$ ) y entre los tratamientos siguiendo la tendencia  $S < CSP < CRUB$  ( $p < 0,0001$ ) en el suelo HA y  $S < CRUB = CSP$  ( $p < 0,0001$ ) en suelo de SP. El incremento acumulado de la mineralización de C de los tratamientos (CRUB y CSP) comparado con el control (S) indica el C rápidamente disponible suministrado al suelo por los compost (Tognetti *et al.*, 2008).

La tendencia de ambos tratamientos mostró la mayor emisión de  $CO_2$  y la tasa máxima durante los primeros 7 días (Figura 38), reduciéndose gradualmente, pero manteniendo valores superiores al control durante los 119 días. Esto coincide con los resultados obtenidos en el primer ensayo de este Capítulo. Ambas enmiendas resultaron en similares incrementos de C a pesar de las marcadas diferencias en su contenido de C y N, de forma similar a lo reportado por Castán *et al.* (2016a). La tasa de mineralización de los compost disminuyó a través del tiempo, exhibiendo la tasa más rápida en los primeros muestreos, esto coincide con trabajos con enmiendas de origen animal, donde se alcanzan los mayores niveles de respiración dentro del intervalo de las 38- 42 hs. luego de su aplicación (Cayuela *et al.*, 2009).

Para cada una de las enmiendas aplicadas, se ajustó el mismo modelo (exponencial de primer orden) de las mineralizaciones de C del primer ensayo de este Capítulo para evaluar la evolución acumulada de C- $CO_2$ . Se compararon los parámetros mediante pruebas t y no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre ninguno de los parámetros  $C_0$  para el suelo HA y SP, mientras que para las constantes de primer orden ( $k_0$ ), tanto en el suelo HA como en el SP, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ). Debido a esto, se puede inferir que el contenido de C potencialmente mineralizable de los tratamientos es el mismo, pero que la velocidad de su degradación es diferente y que además varía de acuerdo al tipo de suelo donde se aplique. En la Tabla 16 se pueden observar cada uno de los parámetros obtenidos. El ajuste a este modelo exponencial de primer orden, junto con los resultados obtenidos del primer ensayo de este Capítulo con otros compost, nos sugiere la presencia de dos grupos de C de diferente degradabilidad dentro de la MO en los compost: un grupo lábil, que se

degrada rápidamente en el suelo durante la etapa inicial con una intensa fase de respiración microbiana y otro pool resistente a la degradación y por lo tanto mineraliza a un nivel menor y a tasa constante a través del tiempo (Antil *et al.*, 2011; Albuquerque *et al.*, 2012).

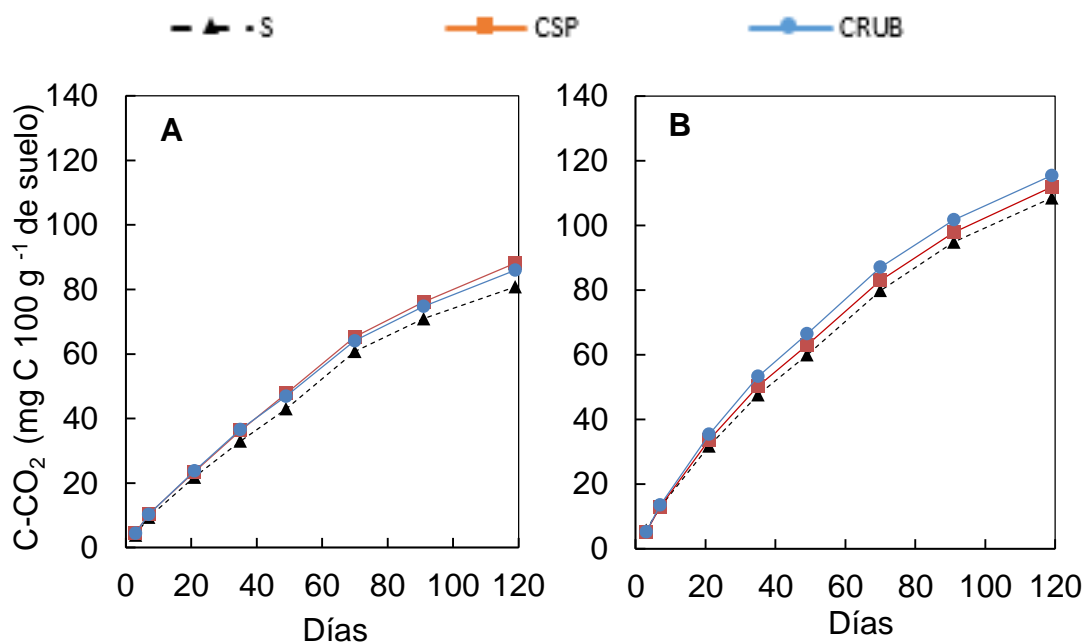


Figura 37. Mineralización acumulada de C-CO<sub>2</sub>. Suelo A) SP, B) HA.

S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

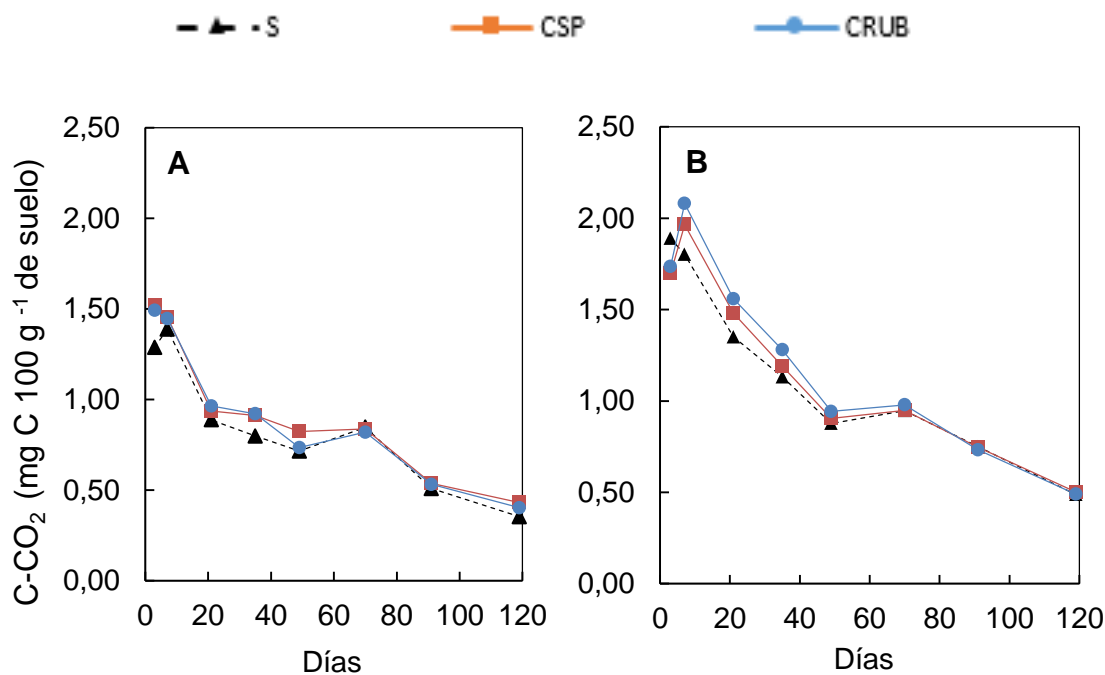


Figura 38. Tasa de mineralización de C-CO<sub>2</sub>. Suelo A) SP, B) HA.

S: suelo, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

Tabla 16. Comparación de estimaciones de parámetros del modelo ajustado para cada uno de los tratamientos.

Parámetro	Suelo	Tratamiento	
		CSP	CRUB
$C_o$	HA	148,92 ± 4,145	149,07 ± 3,262
$k_o$		0,01167 ± 0,000537	0,01250 ± 0,000467
$C_o$	SP	129,80 ± 6,665	122,23 ± 5,478
$k_o$		0,00965 ± 0,000758	0,01031 ± 0,000725

HA: Hilario Ascasubi, SP: San Pedro, CSP: rastrojo-guano, CRUB: chip de poda-biosólido.

### 3.6 Conclusiones

Todos los compost analizados tuvieron un periodo de inmovilización de N durante los primeros días post aplicación en el suelo, por lo que se recomienda anticipar su aplicación para evitar este periodo de carencia para los cultivos. Posteriormente, fueron liberando lentamente los nutrientes, corroborando uno de los objetivos del compostaje de transformar las formas inorgánicas de nutrientes de los RSO en formas orgánicas.

Se sugiere realizar ensayos de mineralización previos para las enmiendas a utilizar de acuerdo a la condición edafoclimática propia de cada cultivo, ya que como se observó, el tipo de suelo afecta la disponibilidad de nutrientes de las enmiendas.

Para obtener un óptimo manejo minimizando los riesgos de pérdidas asociadas a procesos de contaminación y cubrir las necesidades de los cultivos bajo manejo agroecológico, sería recomendable la utilización de compost como fertilización de base nivelando por P y complementar con otras enmiendas ricas en N para cubrir las necesidades nutricionales que pudieran faltar.

# Capítulo 4

---

## **Capítulo 4: Efecto de las enmiendas orgánicas sobre el suelo y el rendimiento de un cultivo de cebolla.**

### **4.1 Introducción**

La cebolla (*Allium cepa* L.) es el principal cultivo hortícola en el VBRC sembrándose en promedio 13.000 ha año<sup>-1</sup>. El cultivo de cebolla en el mundo tiene una tendencia ascendente y amplia distribución; siendo la segunda hortaliza con mayor volumen de producción. En el mundo, los principales países exportadores son: Egipto, Estados Unidos, México, Chile, Argentina, India, Holanda, España, Polonia, Australia y Nueva Zelanda, y dentro del mercado externo, los competidores directos de nuestro país, son los ubicados en el hemisferio sur, Chile, Australia y Nueva Zelanda. Esta hortaliza tiene un mercado bastante dinámico en el MERCOSUR, siendo Brasil el principal importador y Argentina su principal proveedor, quien le abastece el 80% de lo que importa (Iurman, 2012).

El consumo de cebolla en el mundo ha aumentado como consecuencia de la concientización de los consumidores acerca de las propiedades medicinales de la especie. Este concepto es muy importante en el mercado de alimentos en el mundo desde hace varios años (Galmarini, 1997).

Un cultivo de cebolla con una producción de 35 Mg ha<sup>-1</sup>, extrae aproximadamente 128 kg ha<sup>-1</sup> de N, 24 kg ha<sup>-1</sup> de P, 99 kg ha<sup>-1</sup> de K, 28 kg ha<sup>-1</sup> de Ca y 6,3 kg ha<sup>-1</sup> de Mg. Estos elementos normalmente están presentes en el suelo, pero su disponibilidad a veces no es suficiente, y por lo tanto es necesario realizar fertilizaciones con algunos de ellos, para permitir un normal desarrollo del cultivo (Lipinski, 1997). Además, como este cultivo presenta un sistema radicular en cabellera y poco profundo (Brewster, 2008) es frecuente que se abone con altas dosis, tomando en cuenta que el costo del fertilizante representa una pequeña parte del costo total del cultivo (Brown, 1997). Uno de los problemas de este tipo de prácticas es que el pulso de N de una sola aplicación de fertilizante mineral puede causar un aumento de la concentración de nitratos en el suelo, que suele exceder en gran medida lo que las plantas necesitan en ese período del desarrollo (Tilman, 1998). Esto acarrea, no solo consecuencias medio ambientales (pérdidas por lixiviados y desnitrificación) sino también agronómicas: el uso

excesivo de N reduce el rendimiento de la cebolla, retrasa la madurez y genera un cierre deficiente del cuello del bulbo (Brown, 1997).

En contraste, las prácticas agroecológicas suministran N en formas orgánicas, que liberan gradualmente el N mineral y posiblemente tengan una mejor sincronización de nutrientes disponibles cuando las plantas lo necesitan (Tilman, 1998). Una estrategia que podría satisfacer las necesidades nutricionales del cultivo de cebolla y al mismo tiempo cumplir con las normas de producción agroecológicas, sería abonar los cultivos con compost. En particular, los compost derivados de los residuos vegetales son ricos en nutrientes y contenido de MO (Blatt, 1991; Cayuela *et al.*, 2008), por eso, son ampliamente utilizados como una alternativa a los fertilizantes de síntesis química para manejo sustentable de los cultivos. Ya hay muchos estudios en los que diversos autores coinciden en que es posible alcanzar altos rendimientos en el cultivo de la cebolla con abonos orgánicos (Mourão *et al.*, 2011; Taalab y Mahmoud, 2013).

La transición de la agricultura convencional al manejo agroecológico de los sistemas agropecuarios está acompañando por cambios en la matriz de las propiedades del suelo y en procesos que afectan la fertilidad. Ambas diferencias fundamentales, cualitativas y cuantitativas, involucran la eliminación de pesticidas y fertilizantes de síntesis química, modificar la estructura de las comunidades vegetales, labranzas y el flujo de los nutrientes de las enmiendas (Bossio *et al.*, 1998; Clark *et al.*, 1998).

Los principios para el manejo sustentable de un agroecosistema son (Altieri y Nicholls, 2000):

1. Diversificación vegetal y animal a nivel de especies o genética en tiempo y en espacio.
2. Reciclaje de nutrientes y MO, optimización de la disponibilidad de nutrientes y balance del flujo de nutrientes.
3. Provisión de condiciones edáficas óptimas para crecimiento de cultivos manejando MO y estimulando la biología del suelo.
4. Minimización de pérdidas de suelo y agua manteniendo la cobertura del suelo, controlando la erosión y manejando el microclima.



5. Minimización de pérdidas por insectos, patógenos y malezas mediante medidas preventivas y estímulo de fauna benéfica, antagonistas, alelopatía, etc.

6. Explotación de sinergias que emergen de interacciones planta-planta, plantas y animales y animales-animales.

Debido al avance de la frontera agrícola, los sistemas de producción animal han sido desplazados y obligados a la intensificación productiva. Estas prácticas agropecuarias actuales intensifican cada vez más la crianza de animales estabulados (Tilman *et al.*, 2002) y la desintegración de la agricultura en campos, regiones e inclusive en países especializados, lo cual ha roto el ciclado local de los nutrientes (Schröder, 2005). Esta situación trae además aparejada la problemática de que las excretas de estos animales ya no regresan directamente al suelo donde se produce su alimento (Vitousek *et al.*, 1997) sino que son acumuladas en lagunas y pilas en lugares próximos a los criaderos (Mc Michael *et al.*, 2007). Este cambio de paradigma en la cría de animales, significa además un riesgo ambiental muy alto, debido a la contaminación puntual que se produce por concentrar grandes cantidades de estiércol en sitios confinados (García *et al.*, 2013; Molina *et al.*, 2015). Los principales efectos ambientales adversos son, problemas de eutrofización de aguas, aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (Mosier *et al.*, 1998) y atracción de vectores lo que pueden resultar en mayor presencia de plagas y enfermedades (Doud *et al.*, 2012). Como se mencionó en Capítulos anteriores, el compostaje es una de las herramientas más eficaces para disminuir la atracción de vectores e higienizar materiales patogénicos. El material acumulado en los galpones de cría intensiva puede ser recogido sin demasiadas labores, lo que minimiza los costos de su tratamiento mediante el proceso de compostaje y la posterior reutilización en sistemas agropecuarios.

En referencia específica a los cultivos de cebolla, Smith *et al.* (1992), mostraron que el agregado de 12 y 25 Mg ha<sup>-1</sup> (materia seca) de compost de biosólidos incorporado a una profundidad de 10 a 30 cm, aumentó los rendimientos de cebolla. En otro trabajo, Bevaqua y Mellano (1993) mostraron que plantas de cebolla cultivada en parcelas de suelo franco arenoso con el agregado de un compost de biosólidos y viruta de madera

durante un período de dos años, produjeron un aumento acumulado total de 37 y 74 Mg ha<sup>-1</sup> mostrando un mayor rendimiento que el testigo. Sin embargo, la baja tasa de mineralización de los compost hace que los rendimientos de los cultivos en los campos donde se aplican sean menores que los que se aplican fertilizantes químicos (Blatt, 1991). Esto ha provocado que muchos productores desestimen el uso de compost y se hayan evaluado diferentes estrategias para mejorar la forma de aplicación de N orgánico, como por ejemplo la utilización de fertilizante orgánico líquido durante el ciclo del cultivo (Hadad y Anderson, 2004; Gross *et al.*, 2008).

Una de las formas de medir el potencial del suelo para llevar adelante los procesos bioquímicos responsables de la liberación de nutrientes a través de la transformación de la MO es la evaluación de la actividad de las enzimas extracelulares (Burns, 1978). Esto se debe a que la actividad metabólica celular es la responsable de procesos de mineralización y humificación de la MO, los cuales incidirán sobre otra serie de procesos en los que intervienen algunos elementos fundamentales (C, N, P y S) (Albiach *et al.*, 2006). Los ensayos más comunes con enzimas son aquellos que están relacionados con la degradación de celulosa (Allison *et al.*, 2007), la hidrólisis de proteínas, la mineralización del N orgánico (Caldwell, 2005) y mineralización del P de los ácidos nucleicos y fosfolípidos (Turner *et al.*, 2002; Toor *et al.*, 2003). En contraposición, la actividad de la fenol oxidasa y la peroxidasa, las cuales son mediadores claves en los ecosistemas de la degradación de lignina, humificación y mineralización del C, no son generalmente cuantificadas en estudios enzimáticos del suelo (Sinsabaugh, 2010).

En los últimas décadas, se ha observado que el agregado de materiales orgánicos de diversos orígenes tiene fuerte incidencia en este tipo de parámetros y el número de estudios en los que se determinan los parámetros bioquímicos en suelos se ha incrementado notablemente, ya que se considera que ayudarán a conocer el efecto sobre los procesos metabólicos y su actividad microbiana en particular (Pascual *et al.*, 2000, Bastida *et al.*, 2008). Se destaca la necesidad de medir diferentes actividades enzimáticas, ya que se ha demostrado que la evaluación de una única enzima puede conducir a resultados inexactos (Nannipieri *et al.*, 2012). La evaluación de las actividades enzimáticas han mostrado ser apropiadas

tanto para estudios relativos a sistemas agrícolas de tipo convencional o aquellos en los que impera un manejo ecológico y sostenible del suelo (Canet *et al.*, 2000).

## **4.2 Objetivos**

### **4.2.1 General**

Evaluar el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo sobre el rendimiento y la calidad de un cultivo de cebolla bajo manejo agroecológico.

### **4.2.2 Específicos**

- Comparar el efecto de la aplicación de compost y té de compost sobre algunas propiedades edáficas.
- Evaluar la respuesta de diferentes indicadores edáficos ante el agregado de enmiendas orgánicas al suelo.
- Determinar la respuesta de la cebolla abonada con distintas dosis de N.

## **4.3 Hipótesis**

La aplicación de compost y té de compost mantienen y mejoran las propiedades edáficas del suelo en sistemas de manejo agroecológicos.

## **4.4 Materiales y Métodos**

### **4.4.1 Sitio del ensayo y diseño experimental**

Se realizaron ensayos a campo con aplicación de enmiendas orgánicas en un cultivo de cebolla en los ciclos 2014/15 y 2015/16. El sitio del ensayo se ubicó en la EEA Ascasubi en un sector destinado a la producción agroecológica, localizada 39° 39' latitud sur, 62° 62' latitud oeste, a una altitud 22 m de altura sobre el nivel del mar (Figura 39).

La temperatura media anual es de 15°C y la precipitación media anual de 483,5 mm. Los registros climatológicos históricos (1966-2016) y de los 2 años de ensayos consecutivo se muestran en la Figura 40. El lugar de estudio fue considerado agroecológicamente representativo del VBRC.

Los suelos del lote tenían una historia agrícola de 4 años de pastura cultivada y 4 años de vegetación espontánea. Las características del suelo

Hapludol Éntico de textura franco arenosa son las mismas que la del suelo HA del Capítulo anterior (Tabla 5).

Para la siembra del almácigo, se preparó a campo un cantero sobre el suelo de 1 m de ancho x 30 m de largo en el mes de enero. Las labores incluyeron una pasada con desmalezadora y la roturación del suelo con rotovator autopropulsado. Se colocaron tres cintas de riego con goteros incorporados a 0,20 m y caudal entregado de 1,5 L h<sup>-1</sup> (Netafim®) ubicadas en sentido longitudinal del almácigo. Posteriormente se realizó el abonado con 5 kg m<sup>-2</sup> de compost y se colocó una cubierta plástica de polietileno cristal de 200 µm de espesor, para lograr la biosolarización del suelo (Rodríguez *et al.*, 2009). En el mes de julio (20/07/14 y 30/07/15), se levantó el mulch plástico, se emparejó el suelo con un rastrillo y se realizó la siembra de forma manual de semilla de la variedad Valcatorce INTA (Tabla 17) con un distanciamiento entre líneas de 0,10 m. Se cubrió el almácigo con manta anti helada teniendo como soporte una estructura con arcos de hierro formando un túnel bajo (0,6 m de altura). Se levantó la manta en dos oportunidades para el desmalezamiento entre líneas en forma manual (fines de agosto y mediados de septiembre), quitándose la cobertura de forma definitiva a fines de septiembre (Figura 41). Los plantines se trasplantaron en el mes de octubre a cuatro hileras (dos a cada lado de la cinta de goteo) en tres bloques de 75 m<sup>2</sup> (Figura 42).

En ambos ensayos se utilizaron dos tipos diferentes de fertilizantes orgánicos: 1) compost de cebolla-estiércol (CCE), realizados en los ensayos descritos en el Capítulo 1, y 2) té de compost cebolla-estiércol (TCCE) producido a partir del CCE utilizando el tanque de té de compost descrito en el Capítulo 2. Para la fabricación del té de compost se utilizó la metodología propuesta por Ingham (2005): se maceró el compost dentro de una bolsa de plástico tipo red (50 mesh) en agua (1:10) y se generó turbulencia durante 24 horas con una bomba de aire. Las características del CCE utilizado en los dos ensayos se presentaron en el Capítulo 1 (Tabla 3) y las del TCCE se muestran en la Tabla 18.

En cada bloque, nueve unidades experimentales (UE) de 1,2 m x 5 m, fueron colocadas y asignadas de forma aleatoria a los diferentes tratamientos: 1) Control (C), 2) CCE (CCE<sub>1</sub>) 75 kg N ha<sup>-1</sup>, 3) CCE 150 kg N ha<sup>-1</sup> (CCE<sub>2</sub>), 4)

CCE 225 kg N ha<sup>-1</sup> (CCE<sub>3</sub>), 5) CCE 300 kg N ha<sup>-1</sup> (CCE<sub>4</sub>), 6) TCCE 75 kg N ha<sup>-1</sup> (TCCE<sub>1</sub>), 7) TCCE 150 kg N ha<sup>-1</sup> (TCCE<sub>2</sub>), 8) TCCE 225 kg N ha<sup>-1</sup> (TCCE<sub>3</sub>), 9) TCCE 300 kg N ha<sup>-1</sup> (TCCE<sub>4</sub>) (Tabla 19).

Para evitar la deriva superficial de las enmiendas orgánicas y la proliferación de malezas se dejó entre bloques y entre tratamientos un espaciado de 0,5 m y se colocó rastrojo de avena en forma de mulch, el cual se renovó en dos oportunidades a lo largo de ambos ciclos de ensayo (Figura 43).

El CCE se aplicó al trasplante de forma manual y se incorporó con la ayuda de un rastrillo, mientras que el TCCE se roció con regadera semanalmente hasta el inicio de bulbificación (fraccionada en 10 aplicaciones durante dos meses). En cada uno de las aplicaciones de TCCE, las UE que no recibieron tratamientos, se le agregaron el mismo volumen de agua equivalente al mismo tratamiento de acuerdo a la dosis de N (para eliminar el efecto “riego” en las otras parcelas).

El riego del cultivo de cebolla se realizó en forma localizada por goteo, de acuerdo a la necesidad del cultivo, mediante cintas de polietileno con goteros incorporados a 0,20 m y 1,5 L h<sup>-1</sup> (Netafim®). La calidad de agua de riego para ambos ciclos de cultivo se muestra en la Tabla 20.

El control de malezas se hizo en forma manual a partir del momento del trasplante, en 4 oportunidades durante el ciclo del cultivo.



Figura 39. Mapa y ubicación sitio experimental.

Tabla 17. Características de la semilla de cebolla utilizada provista por EEA INTA La Consulta.

<b>Valcatorce INTA</b>		<b>2014/15</b>	<b>2015/16</b>
Poder Germinativo		92	94
Pureza	%	99,9	99,5
Lote		1306	1401
Cosecha		2013	2014

Análisis realizados en Laboratorio de Semillas EEA INTA Ascasubi.

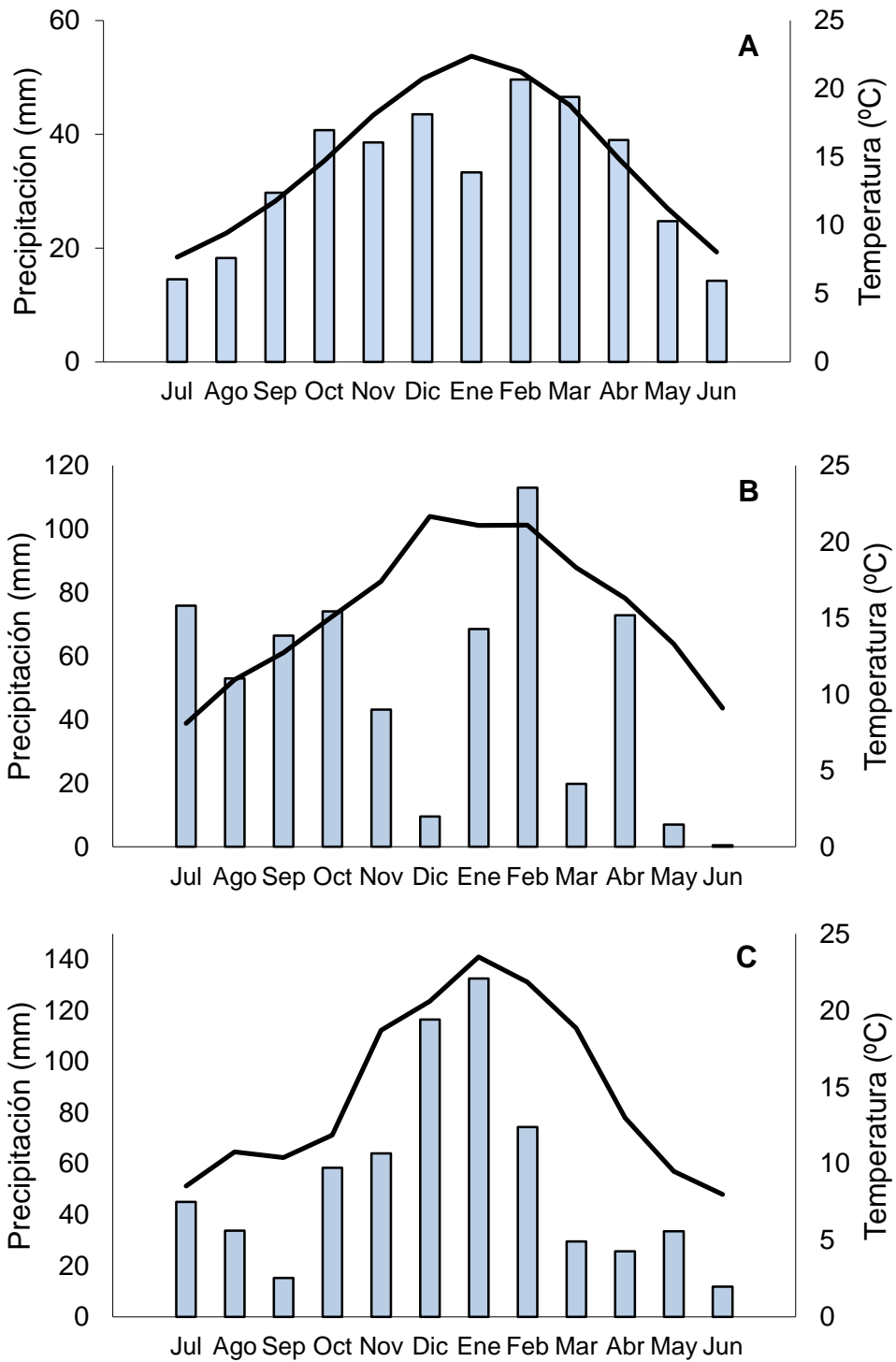


Figura 40. Diagramas ombrotérmicos: a) 1966-2016 b) 2014-2015 y c) 2015-2016. Las barras azules corresponden a la precipitación y las líneas negras a la temperatura. Datos provistos por el Área de Meteorología EEA INTA Ascasubi.



Figura 41. Vista del almácigo de cebolla a campo: A) con manta anti heladas, agosto de 2015, B) sin cubierta protectora, septiembre de 2014.



Figura 42. Trasplante manual de plantines de cebolla, octubre de 2015.



Tabla 18. Características físico químicas del té de compost.

	pH	CE	Cot	Nt	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Pt	ST
		dS m <sup>-1</sup>			mg L <sup>-1</sup>		
<b>CCE</b>	6,5	10,5	320	3150	141,4	39,2	4372

ST: sólidos totales.

Tabla 19. Detalle de los abonos y los tratamientos utilizados.

Dosis kg N ha <sup>-1</sup>	CCE		TCCE	
	kg		L	
	2014/15*	2015/16**	2014/15	2015/16
<b>0</b>	-	-	-	-
<b>75</b>	7	5,7	70	57
<b>150</b>	14	11,4	140	114
<b>225</b>	21	17,1	210	171
<b>300</b>	28	22,8	280	228

\* Nt: 1,08%, Humedad: 60%; \*\* Nt: 1,39%, Humedad: 57%



Figura 43. Vista general del ensayo, diciembre de 2014: en color rojo delimitados los bloques y en color amarillo una UE.

Tabla 20. Características físico químicas de agua de riego del ensayo.

Ciclo	pH	CE	ST	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	RAS	PSI
		dS m <sup>-1</sup>									
2014/15	7,90	1,33	851	124	22	178	4,6	91	248	3,9	4,3
2015/16	7,45	1,31	860	136	18	142	5	152	230	3,0	3,1

pH: potenciometría, CE: conductividad eléctrica, conductimetría, ST: Sales totales, calculado a partir de la CE, Ca y Mg: complejometría, Na y K: fotometría, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y Cl<sup>-</sup>: titulación ácido-base. RAS: relación adsorción de sodio, calculado a partir de los cationes. PSI: porcentaje de sodio Intercambiable, calculado a partir del valor de RAS.

#### 4.4.2 Análisis de suelo

Se realizaron cuatro muestreos de suelo y se tomó una muestra compuesta de 15 submuestras tomadas al azar en cada UE, en las profundidades 0-10 y 10-20 cm (Tabla 21) con barreno de balde (2,5 cm de diámetro, 20 cm de altura). Se utilizaron palas de mano para eliminar el compost y el rastrojo no incorporado. Todas las determinaciones fueron analizadas en el Laboratorio de Suelos y Agua de la EEA INTA H. Ascasubi.

Tabla 21. Descripción de los muestreos.

Nº	Fecha		Mes	Momento	Muestreo
	2014/15	2015/16			
1	06/10/14	19/10/15	(Oct)	Trasplante	Suelo
2	03/12/14	10/12/15	(Dic)	Vegetativo	Suelo y Tejido Vegetal
3	12/01/15	19/01/16	(Ene)	Bulbificación	Suelo y Tejido Vegetal
4	19/02/15	02/02/16	(Feb)	Cosecha	Suelo

##### 4.4.2.1. Indicadores biológicos

Se realizaron sobre las muestras de la profundidad de 0-10 cm. Las muestras fueron tamizadas por 5 mm, en fresco, con la humedad propia contenida en la muestra. Se registró la humedad gravimétrica (estufa a

105°C) y las muestras se conservaron en una bolsa cerrada en heladera a 4°C hasta el momento del análisis.

La actividad biológica se evaluó por el método de respiración microbiana mediante la determinación del C liberado en forma de CO<sub>2</sub> capturado en una solución de NaOH y titulación por retorno con HCl (Zibilske, 1994; Pell *et al.*, 2005). Se colocaron 100 g de suelo (equivalente a seco en estufa) en cada frasco de 750 cm<sup>3</sup>, se humedecieron hasta el 60% del EP (Pell *et al.*, 2005) y se pre incubaron una semana a 25°C. En cada uno de los frascos se colocó un vial plástico de 50 mL con 30 mL de NaOH (0,5 N), se sellaron con cinta de embalar y se incubaron a 25°C durante 7 días. Se realizaron tres blancos sin suelo. El CO<sub>2</sub> absorbido fue precipitado con BaCl<sub>2</sub> (3N). Se determinó el CO<sub>2</sub> desprendido titulando el vial de NaOH con HCl (0,5 N). Los valores obtenidos fueron expresados en mL de CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

El C de la biomasa microbiana se estimó mediante la técnica de respiración inducida por sustrato (SIR) (Horwath y Paul, 1994). Para ello, 20 g de suelo (equivalente a seco en estufa) se distribuyeron en viales de plástico, se les agregó una solución de glucosa con una concentración determinada previamente, de forma tal que se produzca la máxima respiración con la mínima dosis de glucosa a agregar, y se humedeció hasta 60% del EP. Los viales se colocaron dentro de recipientes herméticamente sellados junto con un vial con 30 mL de NaOH (0,05 N), y se incubaron a 22°C durante 6 hs. Se realizaron tres blancos sin suelo. El CO<sub>2</sub> absorbido en la trampa de NaOH fue precipitado con BaCl<sub>2</sub> (3 N) y se determinó el CO<sub>2</sub> desprendido titulando el remanente de NaOH en el vial con HCl (0,05 N). Los resultados fueron expresados en mg C 100 g<sup>-1</sup>.

La actividad enzimática extracelular (AEE) relacionada con la obtención de C ( $\beta$ -glucosidasa y fenol oxidasa), de N (leucina aminopeptidasa) y de P (fosfatasa ácida), se estimó incubando los suelos con los sustratos específicos (Sigma-Aldrich®) para cada enzima a cuantificar (Tabla 22). El desarrollo de cada determinación se llevó a cabo siguiendo la metodología adaptada de Sinsabaugh (1999), proporcionando algunos cambios para ajustar las técnicas según el equipamiento de laboratorio disponible y las muestras a analizar.

La fenol oxidasa (POX) se determinó por colorimetría utilizando un sustrato vinculado a L-3,4 dihidroxifenilalanina (DOPA), y evaluando cantidad de p-nitrofenol (pNP) liberado. Para la determinación de la AEE, se preparó un extracto de suelo en agua destilada 1:20 (2 g de suelo en 40 mL de agua destilada) en un tubo de plástico tipo falcon y se agitó por una hora a 150 golpes  $\text{min}^{-1}$ .

Los sustratos para la determinación de  $\beta$ -glucosidasa (BG), POX y fosfatasa ácida (FA) se disolvieron en una solución buffer acetato (acetato de sodio y ácido acético) en una concentración 50  $\text{mmol L}^{-1}$ , ajustada a pH 5. El sustrato para leucina aminopeptidasa (LAP) se disolvió en solución buffer tris tris(hidroximetil)aminometano (THAM) en una concentración 50  $\text{mmol L}^{-1}$ , ajustada a pH 8. La concentración de los sustratos utilizados en las distintas soluciones buffer fue de 5  $\text{mmol L}^{-1}$  (suficiente para alcanzar la saturación).

Las reacciones se llevaron a cabo en un tubo de ensayo de plástico de 5 mL con tapa a rosca. Se adicionaron en cada muestra 1 mL de la fuente enzimática (sobrenadante del extracto) en 1 mL de la solución del sustrato. Los tubos tapados se incubaron con agitación a 150 golpes  $\text{min}^{-1}$  durante 1 h a 20°C. Por cada muestra se preparó un control muestra (1 mL de muestra + 1 mL de buffer) y para cada sustrato un control (1 mL de buffer + 1 mL de sustrato). Para terminar la reacción se centrifugaron los tubos por 5 min a 3000 rpm.

De cada uno de los tubos se transfirió a otro tubo de ensayo, una alícuota de 1 mL, se le agregó 0,2 mL NaOH (1 N) y 2 mL de agua destilada. Se llevó el blanco del espectrofotómetro con agua destilada y se midió la absorbancia de cada tubo: BG, LAP y AP a 410 nm y POX a 460 nm de longitud de onda. La AEE fue expresada como  $\mu\text{mol}$  de sustrato hidrolizado por gramo de peso seco por hora según:

$$\text{AEE } (\mu\text{mol h}^{-1} \text{ PS}^{-1}) = \frac{\text{OD}}{\text{EC} \times \text{Th} \times \text{PS}}$$

Donde:

OD: [absorbancia de la muestra - (absorbancia del control sustrato + absorbancia del control muestra)].

EC: coeficiente de extinción micromolar ( $EC \mu\text{mol}^{-1}$ ) para el pNP y DOPA (aproximadamente 1,600). Para calcular EC se realiza una curva estándar con diluciones de solución  $1 \mu\text{mol mL}^{-1}$  de pNP en buffer. Se mezcla 1 mL de estándar, 0,1 mL de NaOH (1 N) y 4 mL de agua destilada. Se leen las absorbancias. Realizar una regresión lineal de OD en función de la concentración. La pendiente de la recta es el coeficiente ( $EC \mu\text{mol}^{-1}$ ). La absorbancia es lineal para concentraciones de pNP con una OD de hasta 2,000.

Th: tiempo de incubación en horas.

PS: g de suelo seco  $\text{mL}^{-1}$  de extracto.

Tabla 22. Sustratos utilizados en la determinación de la AEE del suelo.

Enzima		EC	Sustrato
$\beta$ -glucosidasa	(BG)	3.2.1.21	p-nitrofenil- $\beta$ -D-glucopiranosido
Fenol oxidasa	(POX)	1.10.3.2	L-3,4-dihidroxifenilalanine
Leucina aminopeptidasa	(LAP)	3.4.11.1	Leucina-p-nitroanilida
Fosfatasa ácida	(AP)	3.1.3.1	p-nitrofenilfosfato

EC: nomenclatura enzimática (NC-IUBMB).

#### 4.4.2.2 Indicadores químicos

Luego de las determinaciones en fresco, otra porción de las muestras de 0-10 cm y las muestras de 10-20 cm de profundidad se secaron al aire. Sobre las muestras tamizadas por malla de 2 mm se determinó pH (potenciométrico en agua 1:2,5, relación suelo:agua), CE (conductimetría, 1:2,5, relación suelo:agua) y Pe en 0,025 N HCl y 0,03 N  $\text{NH}_4\text{F}$  por el método de molibdato ácido ascórbico (IRAM-SAGyP 29570-1). Sobre submuestras tamizadas por malla de 0,5 mm se analizó MO mediante combustión húmeda semimicro Walkley y Black (IRAM-SAGyP 29571-2) y Nt por semi micro Kjeldahl (IRAM-SAGPyA 29572-1). Todas las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Suelos y Aguas- EEA INTA H. Ascasubi.

#### **4.4.3 Análisis de plantas**

Se realizaron dos muestreos de material vegetal durante el ciclo de cultivo (Tabla 21). Se tomaron cinco plantas de cada UE, a las que se les registraron: número de hojas, largo de hojas (cm), diámetro del pseudotallo (mm), peso fresco y peso seco (g) (Figura 44). El secado del material vegetal se realizó en estufa de aire forzado a 60°C hasta peso constante.

Todas las muestras secas se molieron a un tamaño menor a 20 mesh y se les determinó el Nt por semi micro Kjeldhal (Bremner y Mulvaney, 1982), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg) y cobre (Cu) por espectrometría de absorción atómica (Kabata-Pendias, 2011). Estos análisis se realizaron en el LabSPA y LANAQUI CONICET (UNS, Departamento de Agronomía).

En el momento de la cosecha, para la evaluación del rendimiento se recolectaron 3 m lineales de cada parcela y se colocaron los bulbos en bolsas de malla plástica (Figura 45). Se dejaron bajo cubierta un mes en galpón con ventilación natural para el curado de las cebollas. Se registró el número y se clasificaron por tamaño individual (calibre de acuerdo a Norma MERCOSUR) y peso. Se evaluó la producción total, comercial y el descarte (calibres menores y con signos de enfermedad).



Figura 44. Foto del primer muestreo de plantas (03/12/14): A) Bloque II, tratamiento CCD4; B) Bloque II, tratamiento C.

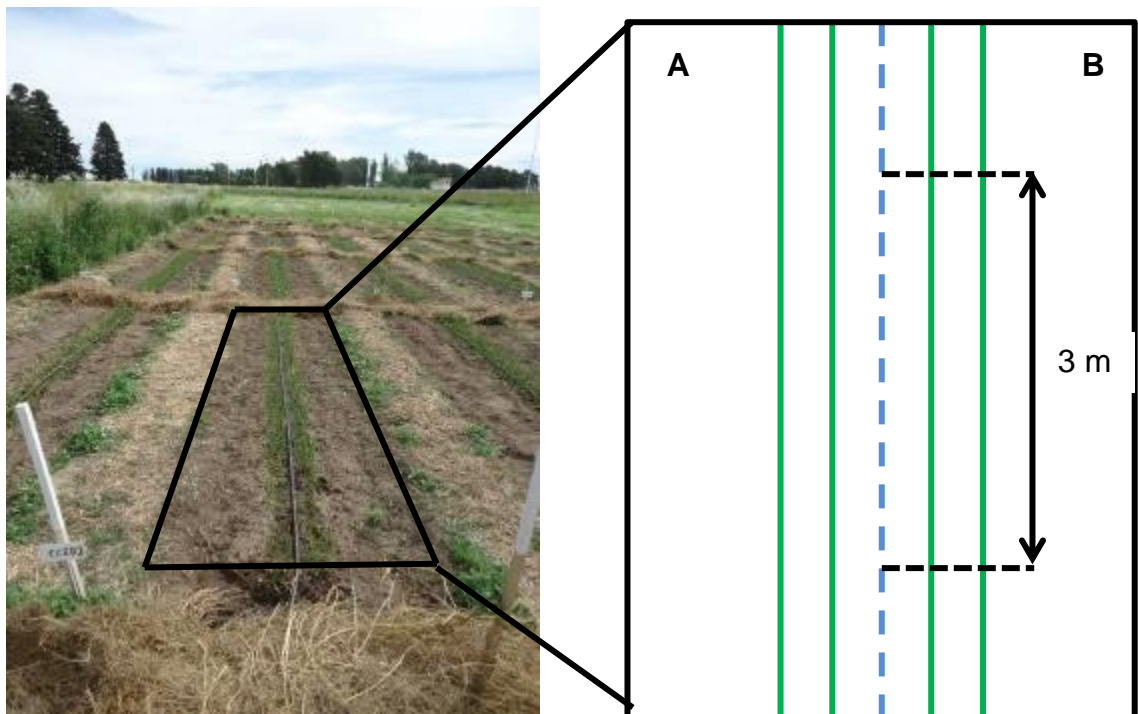


Figura 45. Detalle de una UE: A) Muestreo de seguimiento; B) Muestreo de rendimiento.

#### **4.4.4 Análisis estadísticos**

El efecto de enmiendas y las temporadas de cultivo en las variables edáficas de suelo fueron analizadas con ANOVA de dos factores con tres repeticiones (primer factor: 9 niveles de tratamientos= C, CCE<sub>1</sub>, CCE<sub>2</sub>, CCE<sub>3</sub>, CCE<sub>4</sub>, TCCE<sub>1</sub>, TCCE<sub>2</sub>, TCCE<sub>3</sub>, TCCE<sub>4</sub>; segundo factor: 4 niveles de muestreo= octubre, diciembre, enero y febrero).

El efecto de corto plazo de las enmiendas y el rendimiento del cultivo fueron evaluadas mediante ANOVA de dos factores con tres repeticiones (1<sup>er</sup> factor: 9 niveles de tratamientos= C, CCE<sub>1</sub>, CCE<sub>2</sub>, CCE<sub>3</sub>, CCE<sub>4</sub>, TCCE<sub>1</sub>, TCCE<sub>2</sub>, TCCE<sub>3</sub>, TCCE<sub>4</sub>; 2<sup>do</sup> factor 3 niveles de muestreo= diciembre, enero y febrero).

Para la comparación de medias se utilizó el test de DMS de Fischer, utilizando el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

### **4.5 Resultados y discusión**

#### **4.5.1 Efecto de las enmiendas sobre las variables edáficas**

##### **4.5.1.1 Indicadores biológicos**

Analizando las propiedades biológicas del suelo de ambos ciclos de cultivo, no se observaron efectos ( $p > 0,05$ ) de la adición de enmiendas en la biomasa microbiana y en la actividad enzimática del suelo. Solo se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) de las enmiendas sobre la respiración microbiana en el ciclo 2014/15, obteniéndose los máximos valores en las UE donde se aplicaron las tres dosis mayores de CCE (Tabla 27; Figura 46). Los valores intermedios se asociaron a la dosis más alta de TCCE y a la menor dosis de CCE.

La falta de efecto de los tratamientos sobre la actividad microbiológica fue atípica ya que la aplicación de compost usualmente incrementa la actividad enzimática en el suelo (Tejada *et al.*, 2009; Gonzalez Polo *et al.*, 2015). En relación a la AP, los resultados fueron similares a la de otros autores con aplicaciones de compost donde no se encontró ningún tipo de influencia (Marcote *et al.*, 2001; Pérez de Mora *et al.*, 2006). La BG suele responder de forma positiva a la adición de compost al suelo, aunque en algunos casos se ha observado una caída inicial en los niveles de actividad (Ros *et al.*, 2003)



influidos en mayor medida por los niveles de C fácilmente asimilables que por los niveles absolutos de C orgánico. En este mismo sentido, la actividad proteolítica de la LAP no muestra una tendencia clara a lo que al compost respecta (Vargas García y Suárez Estrella, 2008).

Además, se espera que el té de compost tenga mayor actividad microbiológica que el compost (Diver, 2002). Sin embargo, no ocurrió esto en el caso de este ensayo. La actividad enzimática del suelo que recibió CCE, comparando con el sitio control estudiado, puede haber contribuido en efectos de pequeña magnitud en la actividad del suelo en alguna de las dosis evaluadas.

Cuando se analizaron las variables en relación a las fechas de muestreo, en la primera y cuarta (octubre y febrero) para cada uno de los ciclos del cultivo, tanto en 2014/15 como en 2015/16, se encontraron diferencias significativas con respecto al control ( $p < 0,0001$ ) en las cuatro enzimas (Tablas 23, 24, 25 y 26). Esto coincide con lo reportado por Effron (2001), que encontró que las actividades enzimáticas fueron mayores en los muestreos de verano que en los de invierno, reflejando la variación de los microorganismos entre estaciones climáticas y con Boerner *et al.* (2005), que plantearon que la actividad de las fosfatasa y proteasas pueden presentar variaciones estacionales. Lo que explicaría en estos ensayos a campo la mayor actividad enzimática (en comparación con el tratamiento control), serían las mayores temperaturas y el aporte del agua de riego, condiciones que favorecerían una alta descomposición de las enmiendas orgánicas aplicadas al suelo.

La actividad de las enzimas asociadas a la degradación del C (BG y POX) se incrementó desde octubre a febrero, mientras que la de aquellas relacionadas con la mineralización del P y N (LAP y AP) fue mayor en diciembre (Tablas 23, 24, 25 y 26). En trabajos de Burns *et al.* (2013), se ha reportado que los cambios estacionales en muchas regiones dan lugar a un aumento del estrés asociado con eventos de hidratación-deshidratación, lo que provoca pulsos de volumen de producción de biomasa microbiana que genera que muchas enzimas intracelulares se liberan al ambiente con incrementos temporales de la actividad enzimática extracelular.

La respiración microbiana tuvo la tendencia a ser mayor en los primeros muestreos: diciembre de 2014/15 y octubre 2015/16 (Tabla 27). Los

menores valores de respiración se observaron generalmente en los últimos muestreos posiblemente por la disminución del carbono orgánico soluble que actúa como fuente de energía para la biomasa microbiana (Saviozzi *et al.*, 2006).

Con respecto al C de la biomasa microbiana, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre las distintas fechas de muestreo en el primer ciclo de cultivo. Mientras que, en el segundo año del ensayo 2015/16, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) en los distintos muestreos en forma creciente de octubre a febrero.

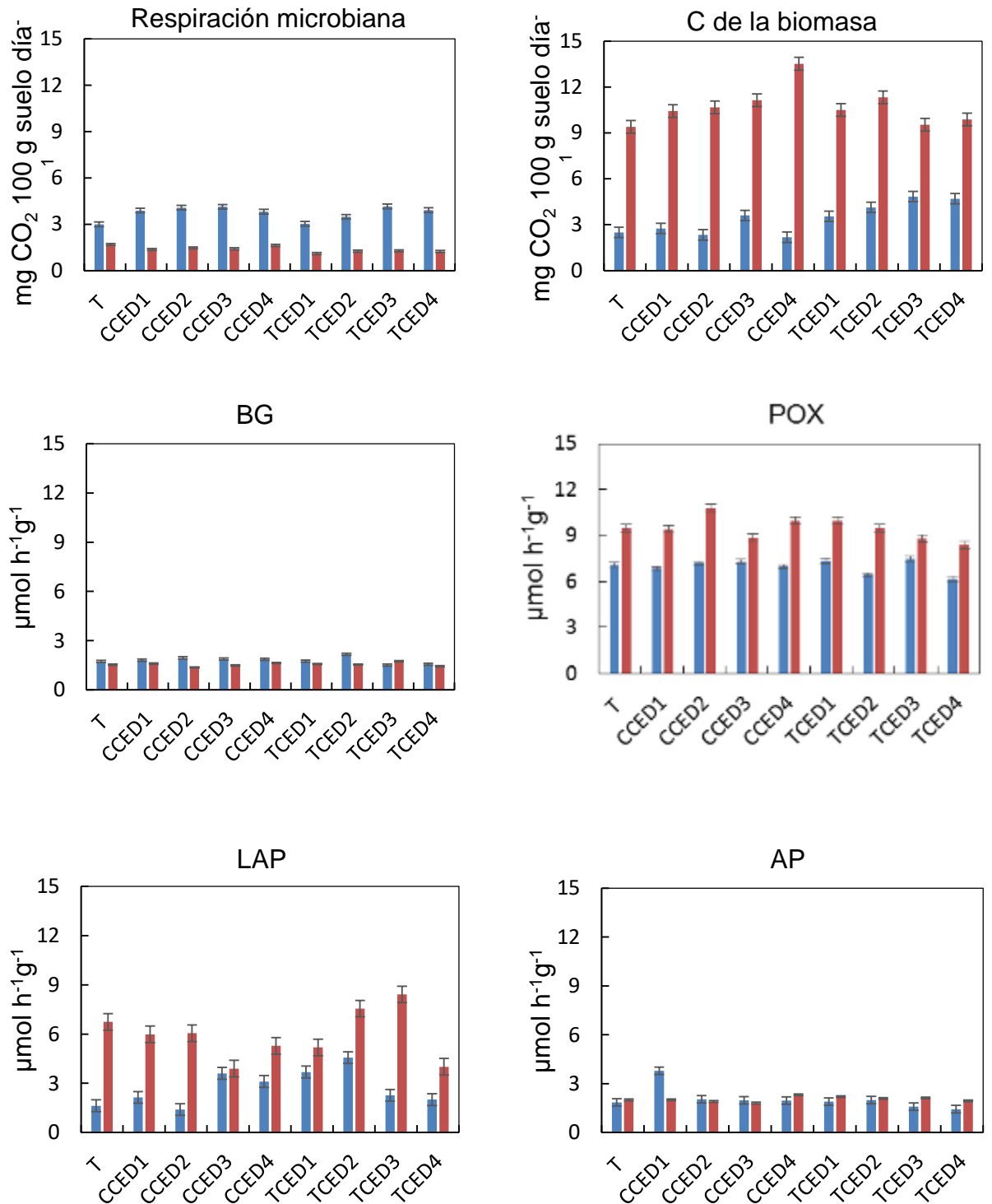


Figura 46. Indicadores biológicos de suelo en dos temporadas consecutivas de cultivo 2014/15 (color azul) y 2015/16 (color rojo). Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Las barras corresponden al ES.

Tabla 23. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa en muestras de suelo (0-10 cm).

	BG ( $\mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ )							
	2014/15				2015/16			
	Oct	Dic	Ene	Feb	Oct	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	0,54 $\pm$ 0,41	1,24 $\pm$ 0,72	0,65 $\pm$ 0,12	0,54 $\pm$ 0,67	0,76 $\pm$ 0,39	1,42 $\pm$ 0,43	1,65 $\pm$ 0,09	0,26 $\pm$ 0,23
<b>CCE<sub>1</sub></b>	1,19 $\pm$ 0,89	1,22 $\pm$ 0,34	0,80 $\pm$ 0,34	0,19 $\pm$ 0,09	0,70 $\pm$ 0,16	1,26 $\pm$ 0,71	1,93 $\pm$ 0,32	0,24 $\pm$ 0,22
<b>CCE<sub>2</sub></b>	1,05 $\pm$ 0,72	1,25 $\pm$ 0,75	0,89 $\pm$ 0,33	0,63 $\pm$ 0,38	0,71 $\pm$ 0,02	1,20 $\pm$ 0,37	1,52 $\pm$ 0,38	0,15 $\pm$ 0,18
<b>CCE<sub>3</sub></b>	1,73 $\pm$ 0,75	1,17 $\pm$ 0,38	1,11 $\pm$ 0,37	0,97 $\pm$ 0,54	0,67 $\pm$ 0,14	1,00 $\pm$ 0,86	1,98 $\pm$ 0,59	0,31 $\pm$ 0,25
<b>CCE<sub>4</sub></b>	1,85 $\pm$ 0,60	1,09 $\pm$ 0,44	0,90 $\pm$ 0,24	0,36 $\pm$ 0,36	0,83 $\pm$ 0,16	1,03 $\pm$ 0,15	2,25 $\pm$ 0,49	0,38 $\pm$ 0,10
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	1,66 $\pm$ 1,38	1,05 $\pm$ 0,17	0,92 $\pm$ 0,27	0,49 $\pm$ 0,37	0,66 $\pm$ 0,11	1,03 $\pm$ 0,60	2,12 $\pm$ 0,76	0,57 $\pm$ 0,41
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	1,35 $\pm$ 0,61	1,13 $\pm$ 0,39	1,32 $\pm$ 0,66	0,28 $\pm$ 0,02	0,48 $\pm$ 0,11	0,93 $\pm$ 0,22	2,14 $\pm$ 0,54	0,24 $\pm$ 0,15
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	1,90 $\pm$ 1,18	0,91 $\pm$ 0,27	0,74 $\pm$ 0,19	0,33 $\pm$ 0,15	0,60 $\pm$ 0,11	0,87 $\pm$ 0,26	2,61 $\pm$ 0,78	0,38 $\pm$ 0,19
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	2,02 $\pm$ 1,26	0,75 $\pm$ 0,12	1,01 $\pm$ 0,67	0,25 $\pm$ 0,12	0,53 $\pm$ 0,14	0,57 $\pm$ 0,24	2,31 $\pm$ 0,54	0,79 $\pm$ 0,14

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores  $\pm$  indican DE.

Tabla 24. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la fenol oxidasa en muestras de suelo (0-10 cm).

POX ( $\mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ )								
	2014/15				2015/16			
	Oct	Dic	Ene	Feb	Oct	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	10,17 $\pm$ 4,51	6,47 $\pm$ 0,71	7,69 $\pm$ 0,67	9,26 $\pm$ 0,28	1,73 $\pm$ 0,19	14,08 $\pm$ 3,36	4,81 $\pm$ 0,49	3,63 $\pm$ 1,10
<b>CCE<sub>1</sub></b>	9,70 $\pm$ 4,10	6,83 $\pm$ 2,16	6,88 $\pm$ 1,39	9,11 $\pm$ 1,18	1,52 $\pm$ 0,42	13,43 $\pm$ 0,89	5,35 $\pm$ 1,47	3,64 $\pm$ 0,32
<b>CCE<sub>2</sub></b>	13,54 $\pm$ 1,40	6,97 $\pm$ 0,58	7,41 $\pm$ 1,13	9,59 $\pm$ 0,23	1,81 $\pm$ 0,14	16,05 $\pm$ 3,72	5,49 $\pm$ 1,02	2,68 $\pm$ 1,26
<b>CCE<sub>3</sub></b>	13,61 $\pm$ 1,79	7,00 $\pm$ 0,66	7,65 $\pm$ 0,83	11,10 $\pm$ 2,66	2,22 $\pm$ 0,38	12,69 $\pm$ 1,54	4,97 $\pm$ 0,42	3,62 $\pm$ 0,28
<b>CCE<sub>4</sub></b>	21,17 $\pm$ 13,42	7,13 $\pm$ 0,26	6,84 $\pm$ 1,02	10,06 $\pm$ 0,33	1,96 $\pm$ 0,21	14,51 $\pm$ 2,08	5,36 $\pm$ 0,59	3,41 $\pm$ 0,86
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	22,52 $\pm$ 12,39	7,15 $\pm$ 1,88	7,53 $\pm$ 0,53	9,74 $\pm$ 0,31	1,79 $\pm$ 0,17	15,12 $\pm$ 3,41	4,79 $\pm$ 0,53	3,59 $\pm$ 0,54
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	9,39 $\pm$ 1,68	6,55 $\pm$ 0,92	6,31 $\pm$ 0,94	9,37 $\pm$ 0,46	2,23 $\pm$ 0,19	12,75 $\pm$ 1,94	6,25 $\pm$ 0,31	2,83 $\pm$ 1,45
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	12,30 $\pm$ 0,75	7,34 $\pm$ 2,29	7,86 $\pm$ 0,73	9,19 $\pm$ 1,51	1,91 $\pm$ 0,30	12,31 $\pm$ 1,24	5,28 $\pm$ 1,08	2,99 $\pm$ 0,34
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	14,16 $\pm$ 2,01	6,05 $\pm$ 0,49	6,48 $\pm$ 0,19	9,10 $\pm$ 1,09	1,74 $\pm$ 0,63	11,84 $\pm$ 1,51	4,96 $\pm$ 0,26	3,37 $\pm$ 0,55

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores  $\pm$  indican DE.

Tabla 25. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la fosfatasa ácida en muestras de suelo (0-10 cm).

	AP ( $\mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ )							
	2014/15				2015/16			
	Oct	Dic	Ene	Feb	Oct	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	1,17 ± 0,40	1,61 ± 0,47	0,66 ± 0,21	1,41 ± 0,28	2,09 ± 0,38	3,63 ± 0,70	0,37 ± 0,06	1,18 ± 0,54
<b>CCE<sub>1</sub></b>	1,11 ± 0,39	1,95 ± 0,58	0,55 ± 0,15	1,22 ± 0,23	1,74 ± 0,23	3,51 ± 0,67	0,50 ± 0,12	1,07 ± 0,22
<b>CCE<sub>2</sub></b>	1,20 ± 0,16	1,82 ± 0,84	0,67 ± 0,31	1,43 ± 0,29	1,71 ± 0,36	3,28 ± 0,64	0,51 ± 0,25	0,69 ± 0,33
<b>CCE<sub>3</sub></b>	1,48 ± 0,17	1,76 ± 0,43	0,60 ± 0,24	1,31 ± 0,41	1,60 ± 0,30	2,90 ± 0,73	0,71 ± 0,13	0,78 ± 0,26
<b>CCE<sub>4</sub></b>	1,42 ± 0,42	1,79 ± 0,51	0,67 ± 0,39	1,34 ± 0,52	1,87 ± 0,23	3,96 ± 0,47	0,67 ± 0,26	0,49 ± 0,05
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	1,25 ± 0,21	1,51 ± 0,40	0,89 ± 0,28	1,48 ± 0,29	1,57 ± 0,31	3,95 ± 0,63	0,45 ± 0,39	0,49 ± 0,33
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	1,48 ± 0,03	1,66 ± 0,45	0,56 ± 0,22	1,45 ± 0,33	1,70 ± 0,03	3,54 ± 0,68	0,63 ± 0,10	0,29 ± 0,27
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	1,07 ± 0,31	1,31 ± 0,24	0,60 ± 0,23	1,31 ± 0,47	1,78 ± 0,13	3,49 ± 0,31	0,75 ± 0,16	0,67 ± 0,29
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	1,09 ± 0,31	1,22 ± 0,06	0,40 ± 0,09	1,44 ± 0,46	1,65 ± 0,15	3,19 ± 0,09	0,69 ± 0,20	0,91 ± 0,40

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores ± indican DE.

Tabla 26. Efecto de los tratamientos sobre la actividad de la leucina aminopeptidasa en muestras de suelo (0-10 cm).

LAP ( $\mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ )						
	2014/15			2015/16		
	Oct	Dic	Ene	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	3,33 ± 2,93	0,39 ± 0,00	1,73 ± 0,75	9,82 ± 1,56	3,66 ± 2,76	1,01 ± 0,33
<b>CCE<sub>1</sub></b>	5,37 ± 0,37	sd	3,42 ± 1,44	7,77 ± 2,66	4,19 ± 1,71	0,56 ± 0,19
<b>CCE<sub>2</sub></b>	3,03 ± 2,87	sd	2,59 ± 0,80	8,62 ± 4,99	3,49 ± 2,19	0,54 ± 0,41
<b>CCE<sub>3</sub></b>	5,21 ± 0,97	7,00 ± 0,00	2,64 ± 1,90	4,99 ± 2,81	2,79 ± 0,61	0,60 ± 0,28
<b>CCE<sub>4</sub></b>	3,56 ± 1,87	2,73 ± 0,00	3,60 ± 2,45	7,22 ± 1,41	3,35 ± 1,23	1,31 ± 0,44
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	4,30 ± 2,58	4,43 ± 0,00	1,76 ± 1,11	6,33 ± 1,88	4,05 ± 0,96	0,54 ± 0,09
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	4,74 ± 0,56	5,62 ± 0,00	1,92 ± 0,91	10,60 ± 5,65	4,51 ± 2,16	0,68 ± 0,29
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	4,44 ± 0,43	2,02 ± 2,74	1,34 ± 1,14	13,70 ± 10,76	3,13 ± 1,38	0,40 ± 0,15
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	3,33 ± 1,63	1,49 ± 0,00	1,43 ± 1,95	5,11 ± 6,65	2,90 ± 0,94	0,51 ± 0,24

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores ± indican DE.

Tabla 27. Efecto de los tratamientos sobre la respiración potencial microbiana sobre las muestras de suelo (0-10 cm).

Respiración microbiana (mg CO <sub>2</sub> 100 g suelo día <sup>-1</sup> )							
	2014/15			2015/16			
	Oct	Dic	Ene	Oct	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	11,2 ± 1,8	15,3 ± 3,2	13,6 ± 5,1	40,4 ± 8,7	14,9 ± 4,4	19,9 ± 2,6	18,6 ± 2,1
<b>CCE<sub>1</sub></b>	10,6 ± 2,4	18,4 ± 5	18,7 ± 3,2	48,5 ± 4,3	17,2 ± 2,7	22,6 ± 2,1	19,6 ± 5,6
<b>CCE<sub>2</sub></b>	12,6 ± 0,4	19,6 ± 4,3	18,2 ± 4,1	43,2 ± 5,1	18,1 ± 1,5	23,2 ± 3,4	24,0 ± 0,5
<b>CCE<sub>3</sub></b>	13,3 ± 0,9	22,0 ± 3,9	17,4 ± 3,5	59,5 ± 19,9	20,3 ± 5,0	25,2 ± 3,0	19,3 ± 2,9
<b>CCE<sub>4</sub></b>	12,3 ± 2,6	16,5 ± 3,0	15,5 ± 2,3	39,3 ± 5,3	16,3 ± 2,4	17,5 ± 1,4	18,8 ± 9,7
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	7,9 ± 2,7	12,7 ± 3,9	13,3 ± 1,3	39,3 ± 5,3	16,3 ± 2,4	17,5 ± 1,4	18,8 ± 9,7
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	10,2 ± 2,6	16,6 ± 3,7	13,2 ± 2,3	36,6 ± 17,8	12,8 ± 5,8	20,6 ± 2,1	20,2 ± 9,9
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	9,6 ± 2,2	22,2 ± 1,5	13,5 ± 0,8	41,7 ± 3,4	15,2 ± 1,4	21,2 ± 1,8	21,4 ± 4,2
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	9,5 ± 1,3	18,5 ± 3,9	15,7 ± 0,2	43,5 ± 6,9	17,4 ± 4,3	18,7 ± 1,0	22,5 ± 1,6

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores ± indican DE.



Tabla 28. Efecto de los tratamientos sobre el carbono de la biomasa microbiana sobre las muestras de suelo (0-10 cm).

C de la biomasa (mg CO <sub>2</sub> 100 g suelo)								
	2014/15				2015/16			
	Oct	Dic	Ene	Feb	Oct	Dic	Ene	Feb
<b>C</b>	4,80 ± 6,22	2,50 ± 2,26	sd	1,20 ± 0,00	4,26 ± 2,09	9,27 ± 1,60	9,50 ± 0,69	10,52 ± 3,15
<b>CCE<sub>1</sub></b>	3,75 ± 3,46	4,10 ± 1,30	0,93 ± 1,21	5,60 ± 0,00	5,09 ± 1,19	10,53 ± 2,31	10,30 ± 0,69	10,66 ± 4,16
<b>CCE<sub>2</sub></b>	8,80 ± 0,00	2,35 ± 1,20	2,30 ± 1,27	3,80 ± 0,00	4,49 ± 1,30	9,90 ± 2,42	11,40 ± 2,26	11,63 ± 0,42
<b>CCE<sub>3</sub></b>	5,50 ± 5,94	3,97 ± 1,32	2,17 ± 1,93	sd	6,74 ± 0,13	9,57 ± 1,16	12,67 ± 2,67	12,18 ± 3,23
<b>CCE<sub>4</sub></b>	2,50 ± 2,91	2,33 ± 1,17	2,03 ± 1,33	2,90 ± 0,00	4,94 ± 1,80	11,80 ± 3,70	15,27 ± 1,48	8,86 ± 4,16
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	2,93 ± 2,85	3,37 ± 0,29	3,73 4,07	3,40 ± 1,84	5,16 ± 0,56	10,50 ± 0,52	10,43 ± 0,83	9,97 ± 2,59
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	2,93 ± 2,57	4,53 ± 1,89	3,70 ± 2,59	1,17 ± 1,50	6,14 ± 1,13	11,77 ± 3,07	10,83 ± 0,23	10,52 ± 3,84
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	6,35 ± 0,92	4,07 ± 0,75	3,70 ± 3,24	2,63 ± 2,02	4,42 ± 0,98	8,75 ± 2,90	10,33 ± 4,01	9,69 ± 2,40
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	5,00 ± 4,86	5,00 ± 1,92	2,93 ± 3,00	3,83 ± 2,34	4,94 ± 1,28	8,07 ± 1,85	11,70 ± 2,63	9,76 ± 3,82

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18, 20 y 21. Valores ± indican DE. sd: sin dato.

#### 4.5.1.2 Indicadores químicos

Considerando los muestreos 0-10 cm pre trasplante de octubre de 2014 y de 2015, solo el CCE causó un efecto significativo ( $p < 0,001$ ) en el corto plazo incrementando los valores de CE y de Pe. No hubo diferencias ( $p > 0,05$ ) de ninguna enmienda o dosis en pH, MO y Nt (Tabla 29 y 30).

En ambos ciclos de cultivo, los efectos de las enmiendas en la CE del suelo variaron de acuerdo al mes de muestreo ( $p_{interacción} < 0,001$ ). En el primer muestreo, CCE causó un incremento significativo en la CE asociándose los efectos más altos con las mayores dosis. Aunque estos valores no indican problemas de salinidad para los cultivos, demuestran la tendencia a acumular sales cuando se aplica enmiendas orgánicas (Eghball y Power, 1994).

Por otro lado, no hubo efectos de cambios de pH en las dosis bajas de CCE, pero se detectó el mayor incremento de pH asociado a las dos dosis más altas de forma similar a lo reportado por Tambone *et al.* (2007) utilizando compost con pH ligeramente alcalino (pH 8,8). Se ha reportado en otros ensayos, que el compost y el té de compost obtenidos de la misma fuente han tenido diferentes efectos sobre la CE y pH del suelo (Hargreaves *et al.*, 2009). En este ensayo el compost, pero no el té de compost, fue capaz de aumentar la CE mientras que ambas enmiendas tuvieron un efecto positivo sobre el pH. Incrementos en el pH del suelo luego de la aplicación de compost han sido comúnmente reportados en suelos arenosos (Miglierina y Laurent, 2008), y su utilización puede servir como alternativa cuando se necesita incrementar el pH en suelos ácidos (Kowaljow y Mazzarino, 2007). En suelos neutros o básicos la adición de compost maduros no provoca cambios apreciables de pH aunque es previsible que contribuya a la mejora del poder amortiguador del suelo (Ingelmo y Rubio, 2008).

Respecto al Pe del suelo, CCE incrementó el Pe en las tres dosis mayores. De hecho, causó un incremento significativo ( $p < 0,0001$ ) en el Pe del suelo por cada una de las dosis de CCE estudiadas. Estos resultados son coherentes con los datos obtenidos en el ensayo de liberación de P del Capítulo anterior para este tipo de abonos, y con lo observado por Ullé (2000) con aplicaciones de compost y lombricompost en lotes con secuencia de cultivos hortícolas bajo manejo agroecológico.

En la MO, se observó en 2015/16, un efecto significativo ( $p < 0,01$ ) del mes de muestreo, con valores mayores en los muestreos de enero y febrero. Con respecto a los tratamientos, solo la mayor dosis de CCE fue capaz de incrementar el contenido de MO. Además, el TCCE en la dosis más baja redujo de forma significativa la MO, probablemente por el consumo de C por parte de los microorganismos.

En el Nt, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,01$ ) en el segundo año de ensayo, para las dosis más altas de CCE. Los valores intermedios se asociaron a las otras dosis de CCE y a las dosis más altas de TCCE. El único efecto del TCCE sobre el contenido de nutrientes del suelo fue con el incremento en el Nt causado por la mayor dosis en 2015/16. Otros autores también han reportado que los efectos dependen de la cantidad de compost utilizado y son más evidentes a mayores dosis (Tambone *et al.*, 2007). Por su parte, Miglierina y Laurent (2008) mostraron tendencia al aumento del nivel de Nt con el agregado de compost en experiencias utilizando diferentes suelos con texturas contrastantes.

Contrariamente a lo esperado, no se observó un aumento de la humedad del suelo en los tratamientos con CCE. Esto podría deberse a que la cantidad de MO no aumentó lo suficiente como para incrementar la capacidad de retención de agua (Kowaljow, 2009).

En la segunda profundidad de muestreo analizada (0-20 cm), se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) entre fechas de muestreo en el ciclo 2014/15 en todas las variables analizadas. Mientras que en 2015/16, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) en el tiempo solo en el pH y la CE. Aquí los resultados son menos claros, sin embargo, hay una fuerte tendencia hacia diferencias más pronunciadas con las mayores dosis de aplicación de compost (Brown y Cotton, 2011).

En ambos ensayos, los valores más altos de pH y la CE fueron encontrados en el último muestreo (febrero) asociados a las mayores dosis de CCE y TCCE, que a su vez se diferenciaron significativamente ( $p < 0,0001$ ) del resto de los tratamientos. Estos efectos, posiblemente estén dados por una combinación del lavado de sales de los abonos orgánicos, lo que era esperable debido a las variaciones estacionales de las precipitaciones (Weindorf *et al.*, 2006) y del agua de riego del VBRC.

Continuando con el análisis de la profundidad 0-20 cm, en el muestreo pre trasplante no se encontraron efectos significativos ( $p > 0,05$ ) de la aplicación de los distintos tratamientos para las variables MO y Nt, debido probablemente a la forma de aplicación superficial del TCCE y la incorporación poca profunda del CCE. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas para el Pe en ambos ensayos ( $p < 0,0001$ ) entre tratamientos, asociándose los mayores valores a las tres dosis más altas de CCE y coincidiendo con los resultados del análisis de la profundidad más superficial de suelo (Tabla 31 y 32). Esto coincide con el trabajo de Ingelmo y Rubio (2008) que muestra que las adiciones de compost no solo pueden aumentar los niveles de P por acción directa, sino que también pueden mejorar la capacidad de absorción y disponibilidad del P del suelo.

Tabla 29. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-10 cm, pre trasplante del cultivo 2014/15.

Tratamiento	Humedad	CE		pH	MO	Nt	Pe	
	%	dS m <sup>-1</sup>						
<b>C</b>	18,1 ± 0,3	0,16 ± 0,01	a	6,75 ± 0,02	28,9 ± 1,2	1,60 ± 0,05	13,5 ± 1,2	a
<b>CCE<sub>1</sub></b>	18,8 ± 0,5	0,17 ± 0,02	ab	6,67 ± 0,09	30,1 ± 1,6	1,68 ± 0,10	26,4 ± 3,3	b
<b>CCE<sub>2</sub></b>	18,7 ± 0,8	0,21 ± 0,01	bc	6,78 ± 0,12	30,5 ± 3,3	1,73 ± 0,13	40,2 ± 1,6	c
<b>CCE<sub>3</sub></b>	17,6 ± 0,4	0,25 ± 0,00	cd	7,01 ± 0,17	28,6 ± 2,3	1,60 ± 0,05	49,1 ± 4,8	cd
<b>CCE<sub>4</sub></b>	20,0 ± 0,5	0,28 ± 0,04	d	6,98 ± 0,11	28,3 ± 1,8	1,59 ± 0,08	53,8 ± 7,1	d
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	17,9 ± 0,3	0,15 ± 0,00	a	6,86 ± 0,13	28,6 ± 2,3	1,62 ± 0,08	13,1 ± 0,7	a
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	18,2 ± 0,6	0,15 ± 0,01	a	6,74 ± 0,05	27,4 ± 1,3	1,61 ± 0,05	11,5 ± 0,9	a
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	18,3 ± 0,7	0,17 ± 0,02	ab	6,70 ± 0,04	28,4 ± 1,4	1,65 ± 0,07	12,5 ± 1,0	a
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	18,3 ± 11	0,16 ± 0,01	a	6,75 ± 0,03	27,5 ± 1,9	1,56 ± 0,12	12,3 ± 1,2	a

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

Tabla 30. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-10 cm, pre trasplante del cultivo 2015/16.

<b>Tratamiento</b>	<b>Humedad</b> %	<b>CE</b> dS m <sup>-1</sup>		<b>pH</b>	<b>MO</b> g kg <sup>-1</sup>	<b>Nt</b> g kg <sup>-1</sup>	<b>Pe</b> mg kg <sup>-1</sup>	
<b>C</b>	18,0 ± 0,4	0,09 ± 0,001	a	7,17 ± 0,09	29,0 ± 1,2	1,71 ± 0,07	14,1 ± 1,1	a
<b>CCE<sub>1</sub></b>	17,8 ± 0,2	0,11 ± 0,01	bc	7,07 ± 0,06	27,6 ± 0,1	1,64 ± 0,08	23,2 ± 4,0	a
<b>CCE<sub>2</sub></b>	18,4 ± 0,7	0,12 ± 0,01	cd	7,21 ± 0,09	28,6 ± 0,1	1,63 ± 0,02	46,1 ± 1,1	b
<b>CCE<sub>3</sub></b>	16,7 ± 0,4	0,13 ± 0,02	d	7,36 ± 0,07	29,1 ± 0,3	1,90 ± 0,06	65,9 ± 4,8	c
<b>CCE<sub>4</sub></b>	18,5 ± 0,7	0,14 ± 0,02	d	7,48 ± 0,08	32,4 ± 2,5	1,90 ± 0,11	75,7 ± 15,9	c
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	16,8 ± 0,4	0,09 ± 0,01	ab	7,07 ± 0,18	28,4 ± 1,5	1,60 ± 0,08	17,0 ± 1,3	a
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	18,2 ± 0,5	0,09 ± 0,01	ab	7,18 ± 0,06	25,1 ± 3	1,50 ± 0,20	11,7 ± 3,1	a
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	18,0 ± 0,2	0,09 ± 0,00	ab	7,15 ± 0,06	31,2 ± 1,5	1,60 ± 0,16	15,8 ± 1,8	a
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	17,2 ± 0,6	0,09 ± 0,01	ab	7,13 ± 0,08	28,9 ± 2,6	1,61 ± 0,12	18,0 ± 1,9	a

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

Tabla 31. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-20 cm, pre trasplante del cultivo 2014/15.

Tratamiento	CE		pH		MO		Nt		Pe	
	dS m <sup>-1</sup>				g kg <sup>-1</sup>				mg kg <sup>-1</sup>	
<b>C</b>	0,14 ± 0,02	ab	6,97 ± 0,03	bc	2,28 ± 0,21	1,29 ± 0,20	9,9 ± 2,06	ab		
<b>CCE<sub>1</sub></b>	0,16 ± 0,02	abc	6,98 ± 0,16	bc	2,31 ± 0,16	1,38 ± 0,14	13,2 ± 1,88	b		
<b>CCE<sub>2</sub></b>	0,17 ± 0,03	abc	7,05 ± 0,08	cd	2,36 ± 0,41	1,31 ± 0,22	17,4 ± 0,68	c		
<b>CCE<sub>3</sub></b>	0,22 ± 0,05	c	7,16 ± 0,12	d	2,02 ± 0,03	1,24 ± 0,10	19,3 ± 3,80	c		
<b>CCE<sub>4</sub></b>	0,19 ± 0,02	abc	7,11 ± 0,14	d	2,18 ± 0,16	1,27 ± 0,11	21,8 ± 3,36	c		
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	0,13 ± 0,01	abc	6,99 ± 0,11	ab	2,36 ± 0,13	1,38 ± 0,09	12,0 ± 0,65	ab		
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	0,13 ± 0,02	a	6,88 ± 0,04	ab	2,08 ± 0,10	1,17 ± 0,14	8,9 ± 0,23	a		
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	0,17 ± 0,01	bc	6,81 ± 0,10	a	1,98 ± 0,47	1,16 ± 0,25	10,0 ± 3,22	ab		
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	0,15 ± 0,02	abc	6,87 ± 0,23	ab	2,09 ± 0,48	1,21 ± 0,27	9,8 ± 2,51	ab		

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18

Tabla 32. Valores de algunas variables edáficas del muestreo 0-20 cm, pre trasplante del cultivo 2015/16.

Tratamiento	CE		pH		MO		Nt		Pe	
	dS m <sup>-1</sup>				g kg <sup>-1</sup>				mg kg <sup>-1</sup>	
<b>C</b>	0,25 ± 0,08	a	7,14 ± 0,11	ab	1,97 ± 0,09	1,13 ± 0,06	6,8 ± 1,36	ab		
<b>CCE<sub>1</sub></b>	0,23 ± 0,01	ab	7,09 ± 0,21	ab	2,03 ± 0,24	1,10 ± 0,10	8,4 ± 1,69	bc		
<b>CCE<sub>2</sub></b>	0,25 ± 0,01	ab	7,14 ± 0,17	ab	1,95 ± 0,35	1,13 ± 0,15	13,5 ± 2,12	cd		
<b>CCE<sub>3</sub></b>	0,31 ± 0,04	b	7,13 ± 0,28	b	1,90 ± 0,08	1,10 ± 0,10	13,4 ± 1,83	cd		
<b>CCE<sub>4</sub></b>	0,32 ± 0,05	b	7,12 ± 0,08	b	1,92 ± 0,08	1,20 ± 0,00	16,2 ± 5,23	d		
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	0,25 ± 0,06	ab	7,14 ± 0,13	ab	1,96 ± 0,38	1,17 ± 0,06	7,2 ± 0,21	ab		
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	0,26 ± 0,10	ab	6,85 ± 0,14	a	2,36 ± 0,72	1,33 ± 0,32	9,7 ± 6,36	ab		
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	0,23 ± 0,02	a	7,28 ± 0,37	b	1,76 ± 0,16	1,03 ± 0,12	5,9 ± 0,57	a		
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	0,24 ± 0,03	a	7,21 ± 0,33	ab	1,98 ± 0,27	1,13 ± 0,15	8,2 ± 3,18	ab		

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.



## **4.5.2 Efecto de las enmiendas sobre el rendimiento del cultivo**

### **4.5.2.1 Análisis de plantas**

En el análisis de las variables morfológicas, se encontró interacción significativa ( $p < 0,001$ ) entre el ciclo del cultivo y los distintos muestreos, debido a eso se analizaron los años 2014/15 y 2015/16 por separado. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) para todas las variables analizadas con respecto a la fecha de muestreo, que se relaciona con el estado fenológico del cultivo.

Para el primer ensayo, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) en la cantidad de biomasa (N° de hojas, largo y diámetro del pseudotallo) asociadas a las dosis mayores de CCE (Figura 47, 48 y 49). Esto coincide con lo reportado por otros autores (Badr El-Din *et al.*, 2000; Eyraş *et al.*, 2008) que observaron diferencias significativas en el desarrollo vegetal de plantas de tomate luego la de aplicación de distintas dosis de compost al suelo. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los distintos tratamientos en el peso de la MS.

Para el ciclo 2015/16, se evidenciaron solo diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) en el largo de las hojas y diámetro del pseudotallo (Figuras 47, 48, 49 y 50) en el tratamiento CCE.

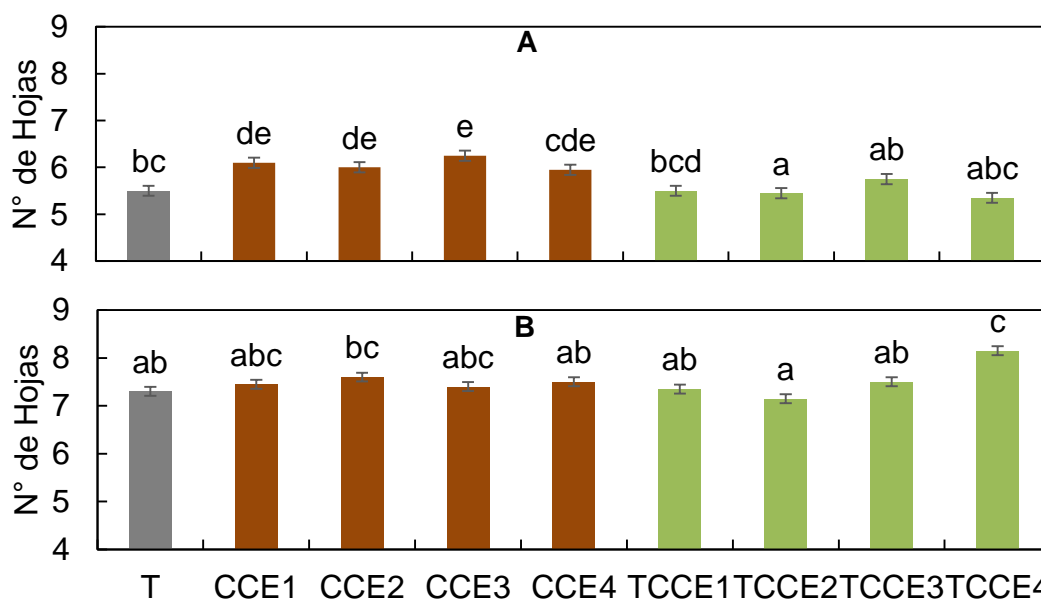


Figura 47. Cuantificación del número de hojas en muestreos de plantas durante el ciclo: A) 2014/15, B) 2015/16. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

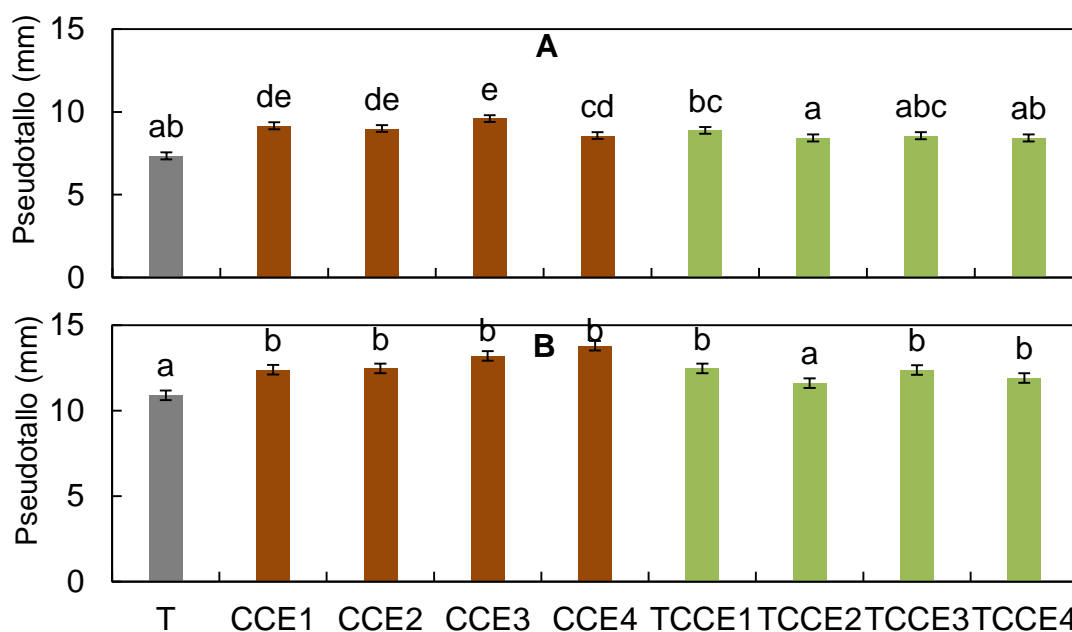


Figura 48. Calibre del pseudotallo en muestreo de plantas durante el ciclo: A) 2014/15, B) 2015/16. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

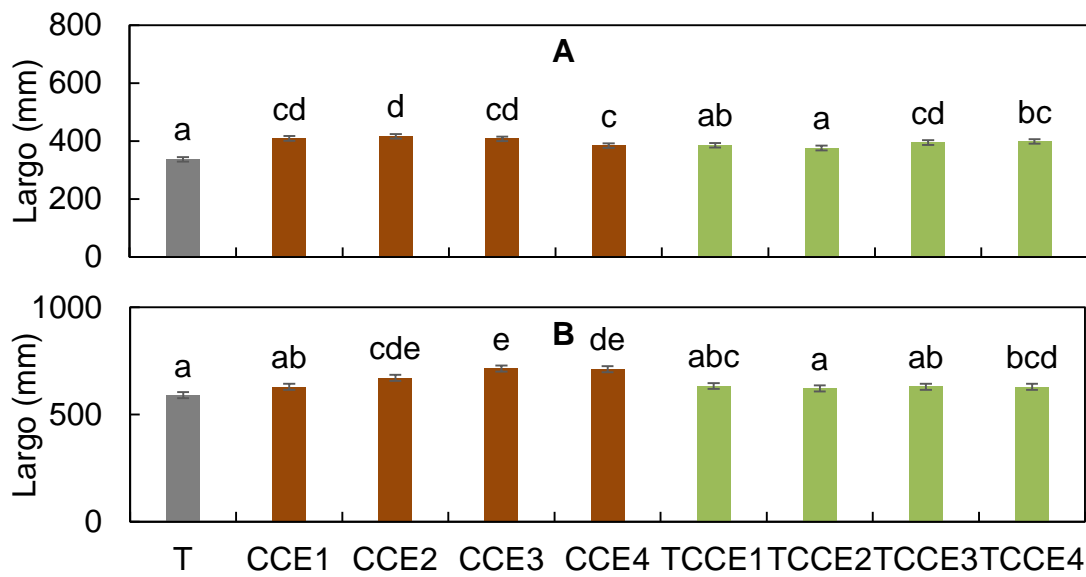
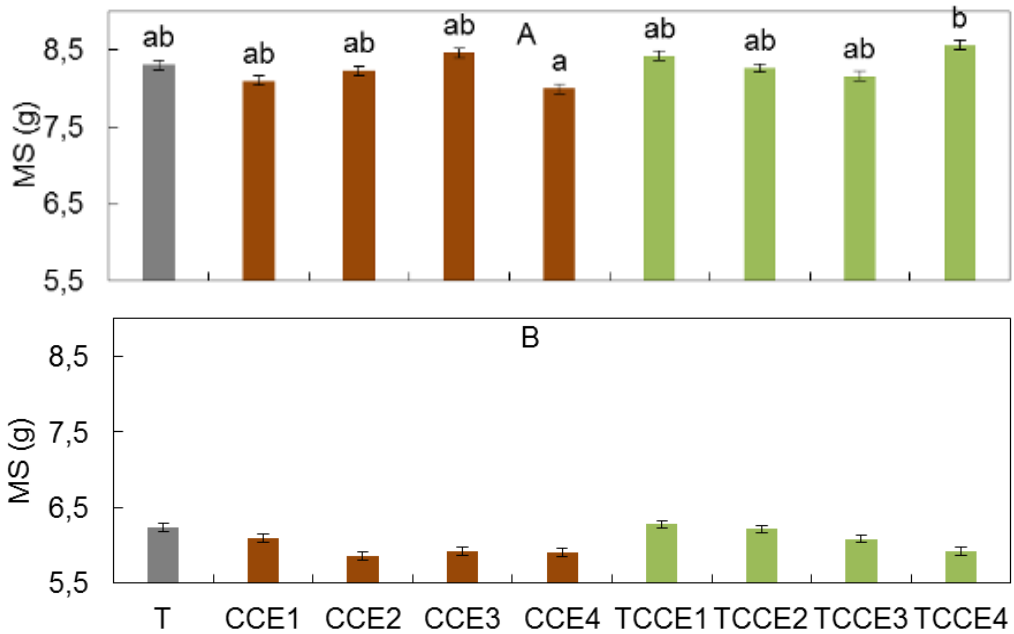


Figura 49. Medición de la altura en muestreo de plantas durante el ciclo: 2014/15, B) 2015/16. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos



( $p < 0,05$ ).

Figura 50. Peso de la biomasa en muestreo de plantas durante el ciclo: A) 2014/15, B) 2015/16. Las barras corresponden al error estándar. Las barras corresponden al ES. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

En el análisis del contenido de nutrientes en las muestras de tejido vegetal, se encontró interacción significativa ( $p_{\text{interacción}} < 0,001$ ) entre el ciclo del cultivo y los distintos muestreos, debido a esto también se analizaron los dos años de ensayo por separado. Para el primer muestreo de plantas, en los dos años de ensayo se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para P, Mg y S ( $p < 0,0001$ ) (Tabla 33). En el segundo muestro, la dinámica de absorción y traslocación de nutrientes desde la parte aérea al bulbo provocaron algunos cambios en la composición de nutrientes en el tejido vegetal (Tabla 34). En ambos ciclos se encontraron entre los tratamientos diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) en el contenido de K, Mg y S. Todas las diferencias mencionadas coinciden con los resultados de las variables morfológicas, asociadas a las mayores dosis de CCE. De igual modo, otros autores han demostrado que la adición de compost presenta un efecto positivo moderado sobre la concentración de nutrientes en otros cultivos (Wolkowski, 2003; Albanesi *et al.*, 2012).

Tabla 33. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de nutrientes del análisis de tejido vegetal del primer muestreo del cultivo 2014/15.

Tratamiento	P		K	Ca	Mg		S		Cu
mg kg <sup>-1</sup>									
<b>C</b>	454,44 ± 60,31	a	2173,44 ± 885,60	1376,67 ± 219,09	194,22 ± 40,61	bc	517,33 ± 83,04	b	0,90 ± 0,35
<b>CCE<sub>1</sub></b>	491,78 ± 89,47	cd	2465,56 ± 566,08	1577,56 ± 243,46	220,11 ± 37,43	bcd	671,89 ± 72,34	cd	0,92 ± 0,26
<b>CCE<sub>2</sub></b>	505,11 ± 65,68	d	2669,78 ± 743,73	1728,67 ± 242,80	239,33 ± 23,66	cd	735,67 ± 99,90	d	0,83 ± 0,27
<b>CCE<sub>3</sub></b>	451,44 ± 78,42	e	2562,22 ± 788,60	1426,22 ± 263,16	263,89 ± 60,72	d	679,78 ± 70,75	cd	0,87 ± 0,19
<b>CCE<sub>4</sub></b>	461,56 ± 73,99	e	2344,22 ± 795,21	1463,11 ± 231,74	218,44 ± 16,21	bcd	525,11 ± 111,89	b	0,75 ± 0,24
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	416,33 ± 99,18	ab	2198,33 ± 784,31	1408,11 ± 368,14	207,89 ± 38,98	bc	654,56 ± 116,25	cd	0,95 ± 0,22
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	287,11 ± 150,78	bc	1775,78 ± 1251,58	932,44 ± 471,96	123,67 ± 56,82	a	373,22 ± 192,48	a	0,63 ± 0,36
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	322,56 ± 111,42	ab	1507,33 ± 1137,65	1003,00 ± 584,62	171,89 ± 91,56	ab	377,11 ± 209,26	a	0,76 ± 0,51
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	413,44 ± 75,43	bc	1917,56 ± 647,32	1478,89 ± 358,16	211,00 ± 61,92	bc	609,00 ± 110,80	bc	0,95 ± 0,43

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18

Tabla 34. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de nutrientes del análisis de tejido vegetal del segundo muestreo del cultivo 2015/16.

Tratamiento	P	K		Ca	Mg		S		Cu
mg kg <sup>-1</sup>									
<b>C</b>	216,44 ± 34,14	819,78 ± 192,54	a	1271,00 ± 309,23	162,89 ± 33,87	a	455,33 ± 88,42	a	0,65 ± 0,29
<b>CCE<sub>1</sub></b>	491,78 ± 80,62	1344,00 ± 607,85	cd	1425,33 ± 339,79	197,44 ± 51,74	abc	624,11 ± 86,61	bc	0,58 ± 0,17
<b>CCE<sub>2</sub></b>	364,11 ± 115,56	1423,33 ± 452,31	d	1533,00 ± 329,16	243,33 ± 69,59	d	579,44 ± 156,22	b	0,56 ± 0,25
<b>CCE<sub>3</sub></b>	451,44 ± 78,42	2562,22 ± 788,60	abc	1300,56 ± 204,64	263,89 ± 60,72	bcd	679,78 ± 70,75	bc	0,87 ± 0,19
<b>CCE<sub>4</sub></b>	343,67 ± 82,33	1071,11 ± 259,56	bcd	1463,11 ± 231,74	218,56 ± 36,55	cd	642,44 ± 95,49	bc	0,34 ± 0,15
<b>TCCE<sub>1</sub></b>	286,67 ± 73,82	1054,78 ± 381,32	abc	1427,78 ± 392,38	185,56 ± 30,71	abc	683,33 ± 174,70	c	0,51 ± 0,15
<b>TCCE<sub>2</sub></b>	259,00 ± 26,53	1145,67 ± 328,63	abcd	1491,11 ± 274,97	187,22 ± 22,97	abc	589,44 ± 81,12	bc	0,53 ± 0,16
<b>TCCE<sub>3</sub></b>	243,78 ± 36,04	1190,56 ± 328,88	bcd	1405,78 ± 190,57	183,22 ± 25,80	ab	679,89 ± 73,62	bc	0,56 ± 0,11
<b>TCCE<sub>4</sub></b>	190,67 ± 37,34	893,67 ± 215,06	ab	1187,00 ± 358,80	174,44 ± 44,15	a	458,56 ± 95,69	a	0,46 ± 0,16

Se muestran valores medios ± DE. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

#### 4.5.2.2 Rendimiento y poscosecha

Se encontró un efecto significativo de las enmiendas y el ciclo de cultivo ( $p_{\text{interacción}} < 0,0001$ ) en el rendimiento de la cebolla bajo manejo agroecológico. Cuando se analizaron los años por separado, las enmiendas mostraron diferencias significativas en el rendimiento solo en el primer ensayo ( $p < 0,0001$ ). Los tratamientos no evidenciaron diferencias en el número de bulbos a cosecha en ninguno de los ciclos, mostrando la siguiente tendencia en el peso de los bulbos:  $C = CCE_1 = TCCE_2 = TCCE_3 = TCCE_4 < TCCE_1 = CCE_3 < CCE_2 = CCE_4$ .

En el promedio de todos los tratamientos, en 2014/15 se evidenció una tendencia menor al rendimiento que en 2015/16 (Figura 51). Solo se observó un incremento significativo en el rendimiento con CCE, mientras que no se encontraron efectos con el TCCE sobre el rendimiento de la cebolla durante ninguno de los ciclos de cultivo. El incremento significativo sobre la MO causada por el CCE en las dosis más altas, sugiere mejoras en el contenido de nutrientes del suelo derivadas de mineralización lenta de nutrientes que podrían tener efectos positivos en el futuro, tanto en la actividad microbiana como en el rendimiento de los cultivos (Hirzel *et al.*, 2009)

En el monitoreo de las pérdidas de cebolla durante la poscosecha, se cuantificaron los bulbos de descarte y no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) ni entre los dos momentos de muestreo (marzo y junio) ni entre los tratamientos. De todas maneras, Sí se encontraron diferencias significativas para esta variable analizada ( $p < 0,0001$ ) entre los ciclos de cultivo, siendo la tendencia de las pérdidas para el 2014/15 en promedio de todos los tratamientos 12% superior al segundo año de ensayo.

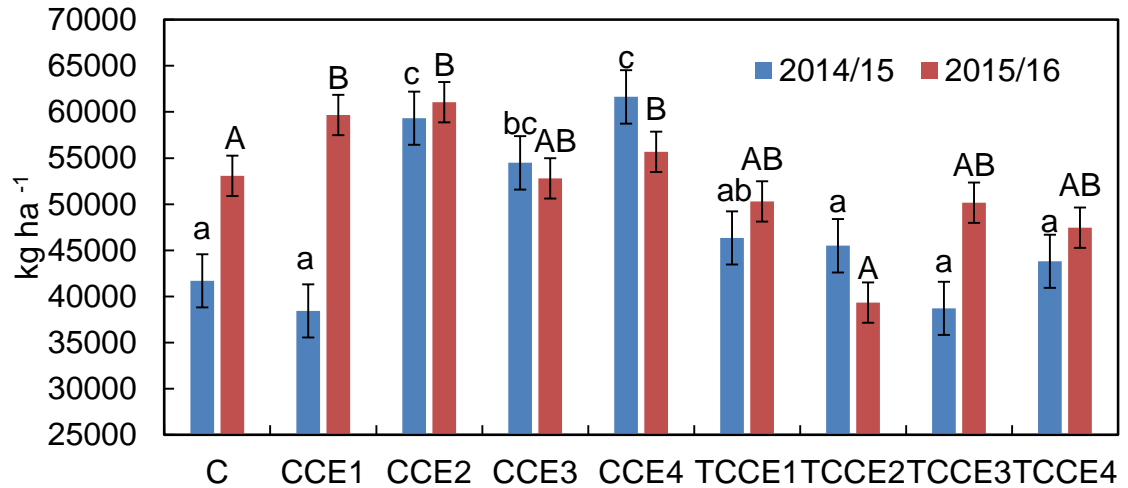


Figura 51. Rendimiento promedio de cebolla ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en ciclos de cultivo consecutivos. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ), las minúsculas corresponden al 2014/2015 y las mayúsculas 2015/2016. Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

Con respecto al peso de los bulbos de descarte, se encontró una interacción significativa entre los ciclos de cultivo y las fechas de muestreo ( $p_{\text{interacción}} < 0,001$ ) por lo que se analizaron por separado ambas temporadas. Para el primer año de ensayo, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,0001$ ) entre las fechas de muestreo, siendo mayores los descartes en junio, y no se evidenciaron diferencias entre los tratamientos. Para el segundo año de monitoreo de bulbos de descarte de poscosecha no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) ni entre fechas de muestreo ni entre tratamientos (Figura 52). Al no hallarse diferencias en la evolución de pérdidas de bulbos en poscosecha entre el tratamiento control y los que recibieron la aplicación de enmiendas orgánicas, se podría inferir que ni el compost producido a partir de residuos de cebolla ni el té de compost contribuirían a la evolución de enfermedades.



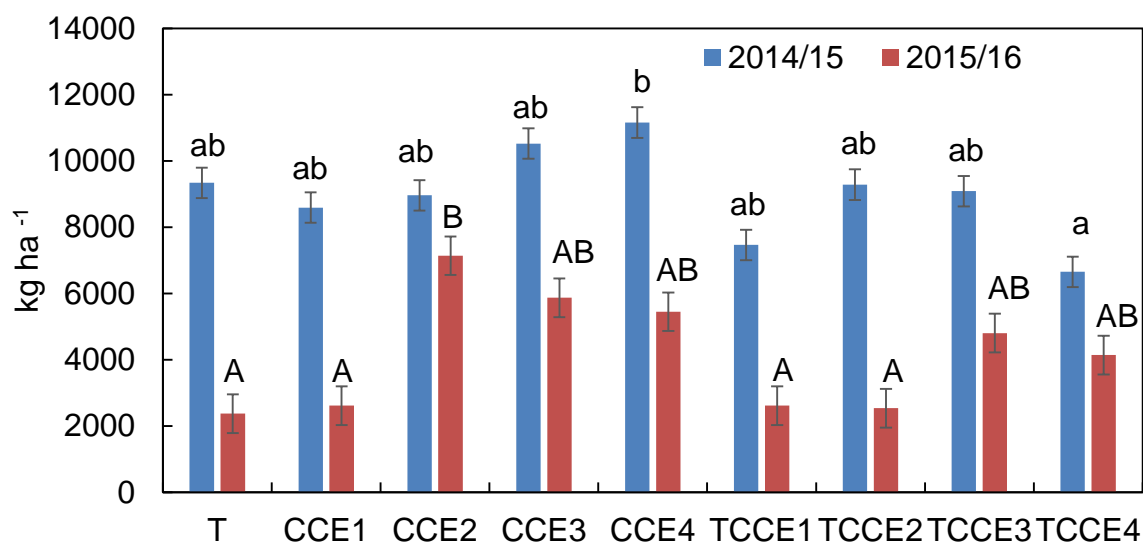


Figura 52. Descarte promedio de cebolla ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en los muestreos realizados durante la poscosecha. Las barras corresponden al error estándar. Letras diferentes entre barras indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ), las minúsculas corresponden al 2014/2015 y las mayúsculas 2015/2016. Referencias de las abreviaturas utilizadas se presentan en la Tabla 18.

#### 4.6 Conclusiones

No se encontraron evidencias de la supervivencia de enfermedades fitopatógenas de los residuos de cebolla utilizados en la producción de compost en relación a los rendimientos obtenidos y a las pérdidas de poscosecha, con el sistema y metodologías utilizados en este ensayo.

La incorporación de compost cebolla-estiércol en forma de enmienda orgánica a un suelo hortícola del VBRC, mostró que se pueden igualar los rendimientos conseguidos con la fertilización convencional en las condiciones edafoclimáticas de este ensayo.

El tratamiento y aprovechamiento de los RSO como bioinsumos para las producciones hortícolas puede ser beneficioso para el conjunto de la sociedad, evitando el uso de fertilizantes de síntesis química y reduciendo la contaminación de los RSO que quedan en el ambiente.

## **CONCLUSIONES GENERALES**

A partir de los estudios realizados en esta tesis, fue posible determinar las condiciones para emplear el residuo de la producción de cebolla del VBRC como materia prima en co-compostaje con estiércol vacuno.

Se logró desarrollar y adaptar herramientas tecnológicas viables para el tratamiento de RSO y obtener enmiendas orgánicas de alta calidad. La aplicación de compost y té de compost mejoraron las propiedades edáficas del suelo, además de cubrir las necesidades nutricionales de un cultivo de cebolla bajo manejo agroecológico.

La información generada en este trabajo resulta factible de ser transferida al productor hortícola de la región. De esta manera, las técnicas de compostaje son alternativas que los productores pueden adoptar y modificar de acuerdo a su escala productiva y a su ámbito territorial.

# Bibliografía

---

## **BIBLIOGRAFÍA**

- AAFC. 1995. Support document for compost quality criteria. CAN/BNQ 0413-200. The Canadian Council of Ministers of the Environment. Pp.: 43.
- Aber, J.D. y J.M., Melillo. 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Saunders College Pub. Philadelphia, USA, Pp.: 430.
- Achat, D.L.; M.R., Bakker; B., Zeller; S., Pellerin; S., Bienaimé y C., Morel. 2010. Long-term organic phosphorus mineralization in Spodosols under forests and its relation to carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 42: 1479-1490.
- AFNOR. 2005. Dénominations, spécifications et marquage. Pr NF U 44-051. Association Française de Normalisation. (Organic soil improvers: Composts containing substances essential to agriculture, stanning from water treatment).
- Albanesi, A.; A., Anriquez; F., Garay; M., Mondino; M.I., Sanchez de Pinto; y A., Polo. 2012. Efectos del compost y lombricompost de residuos domiciliarios y de matadero en el suelo y la productividad y calidad del algodón. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso* Mazzarino, M.J. y P., Satti (Eds.). UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina. Pp.: 209-220.
- Albiach, M.R.; M., Bonmatí; R., Canet; C., García; A., García; F., Gíl; S., Gonzalez; M.T., Hernández; P., Jiménez de. 2006. Sobre las enzimas del suelo y sus técnicas de medida. *Edafología*, 13(3): 117- 125.
- Albuquerque, J.A.; J., González; G., Tortosa; G.A., Baddi y J., Cegarra. 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*, 20: 257-270.
- Albuquerque, J.A.; C., de la Fuente y M.P., Bernal. 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 160: 15-22.
- Allison, S.D.; T., Gartner; K., Holland; M., Weintraub y R.L., Sinsabaugh. 2007. Soil enzymes: linking proteomics and ecological process. En: *Manual of Environmental Microbiology*. ASM Press, 3<sup>rd</sup> Ed. Washington, EEUU. Pp.: 704-711.

- Altieri, M.A. 1999. Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable. Ed. Nordan-Comunidad. Montevideo, Uruguay. Pp.: 325.
- Altieri, M. y C.I. Nicholls. 2000. Agroecología: teoría y práctica para una agricultura sustentable. PNUMA, Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. 1<sup>ra</sup> Ed. México. Pp.: 250.
- Amlinger, F.; B., Götz; P., Dreher; J., Geszti y C., Weissteiner. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability- a review. Eur. J. Soil Biol., 39: 107-116.
- Antil, R.S; A., Bar-Tal; P., Fine y A., Hadas. 2011. Predicting nitrogen and carbon mineralization of composted manure and sewage sludge in soil. Compost Sci. Util., 19(1): 33-43.
- Arduino, (n.d.). 2016. What is Arduino? Disponible en: <http://arduino.cc/en/Guide/Introduction>
- Arrigo, N.M.; M., Jiménez; R.M., Palma; M., Benito y M.F., Tortarolo. 2005. Residuos de poda compostados y sin compostar: uso potencial como enmienda orgánica en suelos. Ciencia del Suelo (Arg), 23(1): 87-92.
- Avendaño Rojas, D.A. 2003. El proceso de compostaje. Tesis de Ingeniera Agrónoma. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal Universidad Católica de Chile. Chile. Pp.: 33.
- Ayers, R.S. y D.W., Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO. Riego y Drenaje. N° 29, Rev. 21. Pp.: 174.
- Azeez, J.O. y W., Van Averbek. 2010. Fate of manure phosphorus in a weathered sandy clay loam soil amended with three animal manures. Bioresour. Technol., 101 (16): 6584-6588.
- Badr EL-Din, S.M.S.; M., Attia y S.A., Abo-Sedera. 2000. Field assessment of composts produced by highly effective cellulolytic microorganisms. Biol. Fertil. Soils, 32(1): 35-40.
- Barbaro, L.A.; MA., Karlanian y D., Morisigue. 2010. Utilización de azufre micronizado en la corrección del pH de compost de residuos de poda. Agriscientia, 26(2): 125-130.
- Barbaro, L.A. 2011. Desarrollo de sustratos sin suelo para cultivo en macetas de plantas florales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional del Litoral. Esperanza, Argentina. Pp.: 112.

- Bastida, F.; Kandeler, E.; Moreno, J.L.; Ros, M.; García, C. y T., Hernández. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecol.*, 40:318-329.
- Benítez, C.; M., Tejada y J.L., González. 2003. Kinetics of the Mineralization of Nitrogen In a Pig Slurry Compost Applied to Soils. *Compost Sci. Util.*, 11(1): 72-80.
- Bernal, M. y A., Roig. 1993. Nitrogen transformations in calcareous soils amended with pig slurry under aerobic incubation. *J. Agric. Sci.*, 120(1): 89-97.
- Bevaqua, R.F. y Mellano V.J. 1993. Sewadge sludge compost's cumulative effects on crop growth and soil properties. *Compost Sci. Util.*, 1(3): 34-40.
- Blatt, C.R. 1991. Comparison of several organic amendments with a chemical fertilizer for vegetable production. *Sci. Hortic.*, 47: 177-191.
- Boerner, R.E.J.; J.A., Brinkman y A., Smith. 2005. Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of a burned and unburned hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 1419-1426.
- Bossio, D.A.; K.M., Scow y K.J., Gunapala. 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecol.*, 36: 1-12.
- Bowden, C.; J., Spargo y G., Evanylo. 2007. Mineralization and N Fertilizer Equivalent Value of Composts as Assessed by Tall Fescue (*Festuca arundinacea*). *Compost Sci. Util.*, 15(2): 111-118.
- Bray, R.H. y L.T., Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.*, 59: 39-45.
- Bremner, J.M. y C.S., Mulvaney. 1982. Nitrogen-total. En: Page, A.L. (Ed.) *Methods of soil analysis: Part 2. Chemical and microbiological properties*, Amer. Soc. Agron. Inc., Madison, Wisconsin, EEUU. Pp.: 595-624.
- Brewster, J.L. 2008. Onions and other vegetable alliums. No. 15, CABI. Pp.: 456.

- Brinton, W.; P., Storms; E., Evans y J., Hills. 2004. Compost teas: Microbial hygiene and quality in relation to method of preparation. *J. Biodynam.* Summer: 1-9.
- Brown, B. 1997. Soil test N for predicting onion N requirements- An Idaho perspective. En *Proc. Western Nutrient Management Conference*. Salt Lake City, UT. Pp.: 43-48.
- Brown, S.y M., Cotton. 2011. Changes in Soil Properties and Carbon Content Following Compost Application: Results of On-farm Sampling. *Compost Sci. Util.*, 19 (2): 87-96.
- Bueno Márquez, P.; M., Díaz Blanco y F., Cabrera Capitán. 2008. Factores que afectan el proceso de compostaje. En: Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*. Madrid, España. Mundi Prensa. Capítulo 4: pp.: 93-110.
- Burns, R.G. 1978. Enzyme activity in soil: some theoretical and practical considerations. En: Burns, R.G. (Ed). *Soil Enzymes*. Academic Press, London. Pp.: 295-340.
- Burns, R.G.; J.L., DeForest; J., Marxsen; R.L., Sinsabaugh; M.E., Stromberger; M.D., Wallenstein; M.N., Weintraub y A., Zoppini. 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biol. Biochem.*, 58: 216-234.
- Cabrera M.L., D.E. Kissel y M.F. Vigil. 2005. Nitrogen Mineralization from Organic Residues: Research Opportunities. *J. Environ. Qual.*, 34: 75-79.
- Cáceres, R.; Flotats, X. y Marfá, O. 2005. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Manag.*, 26: 1081-1091.
- Caldwell, B. 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review. *Pedobiologia*, 49: 637-644.
- Cambardella, C.A.; T.L., Richard y A.E., Russell. 2003. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. *Eur. J. Soil Biol.*, 39: 117-127.

- Campitelli, P. y S., Ceppi. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometr. Intell. Lab.*, 90: 64-71.
- Canet, R.; R., Albiach y F., Pomares. 2000. Los índices de actividad biológica cómo herramienta de diagnóstico de la fertilidad del suelo en agricultura ecológica. En: García, C., Hernández, M.T. (Eds.). *Investigación y Perspectivas de la Enzimología de Suelos en España*. CEBAS-CSIC, Pp.: 11-39.
- Canet, R.; F, Pomares; B., Cabot; C., Chaves; E., Ferrer; M., Ribó y M.R., Albiach. 2008. Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste Manag.*, 28(12): 2585-92.
- Cardoso, C.; G., Laurent; R.A., Rodríguez; A.M., Migliarina; G., Minoldo; N., Dagna y L., Orden. 2013. Potentially crop-N supply from different organic amendments to a soil from the low valley of the Río Negro province, Argentine. *Acta Hortic.*, 1076: 193-198.
- Cardoso, C. 2016. Evaluación de abonos orgánicos en el cultivo biológico de la cebolla (*Allium cepa* L.) en el sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp.: 199.
- Cardoso, C.; F.M., López; L., Orden; R.A., Rodríguez y J., Díaz. 2016. Phosphorous availability of seven organic manures in a sandy soil. *Acta Hortic.*, 1146: 149-155.
- Castán, E. 2016. Evaluación de la persistencia de la materia orgánica y del riesgo de pérdida de N y P en suelos de cuatro ecorregiones de Argentina enmendados con diferentes compost. Tesis de doctorado. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche, Argentina. Pp.:219.
- Castán, E.; M., González-Polo; P., Satti y M.J., Mazzarino. 2016a. Degradabilidad de compost en diferentes suelos: residuos orgánicos urbanos vs. estiércoles y biosólidos. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Argentina.
- Castán, E.; P., Satti; M., González-Polo; M., Iglesias y M.J., Mazzarino. 2016b. Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in sandy soils. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 224: 29-38.



- Cayuela, M.L.; T., Sinicco y C., Mondini. 2008. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Appl. Soil Ecol.*, 41: 118-127.
- Cayuela, M.L.; T., Sinicco y C., Mondini. 2009. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Appl. Soil Ecol.*, 41: 118-127.
- Cegarra Rosique, J.; C., Paredes Gil. 2008. En: Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*. Mundi Prensa. Capítulo 22: pp.: 520-551. Madrid, España.
- Chadwick, D.R.; F., John; B.F., Pain; B.J., Chambers y J., Williams. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *J. Agric. Sci.*, 134: 159-168.
- Clark, M.S.; W.R., Horwath; C., Shennan y K.M., Scow. 1998. Changes in soil chemical properties from organic and low-input farming practices. *Agron. J.*, 90: 662-671.
- Codagnone, R. 1991. Carta detallada de suelos de la EEA INTA Ascasubi Provincia de Buenos Aires. CIRN INTA Castelar.
- Dao, T.H. y R.C Schwartz. 2011. Effects of manure management on phosphorus biotransformations and losses during animal production. En: *Phosphorus in Action*. Springer Berlin Heidelberg. Pp.: 407-429.
- De Bertoldi, M.; G., Vallini y A., Pera. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manag. Res.*, 1: 157-176.
- de la Fuente, C.; R., Clemente; J., Martínez y M.P., Bernal. 2010. Optimization of pig slurry application to heavy metal polluted soils monitoring nitrification processes. *Chemosphere*, 81: 603-610.
- De Nobili, M.; M., Contin; C., Mondini y P.C., Brookes. 2001. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 1163-1170.
- Diaz, L.; G., Savage y N., Goldstein. 2005. Windrow turner equipment review. *BioCycle*, 46(3): 36.
- Dickson, N.; T., Richard y R., Kozlowski. 1991. Composting to reduce the waste stream. Northeast Regional Agricultural Engineering Service-43. Pp.: 53.

- Di Rienzo, J.A.; F., Casanoves; M.G., Balzarini; L., González; M., Tablada; C.W., Robledo. 2010. InfoStat version (2016). Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Diver, S. 2002. Notes on Compost Teas: A Supplement to the ATTRA Publication: Compost Teas for Plant Disease Control, Appropriate Technology Transfer for Rural Areas (ATTRA). <http://www.attra.ncat.org>
- Doñate, M.T. 2013. Efecto de diferentes enmiendas orgánicas sobre el rendimiento y la concentración de nitrato en un cultivo ecológico de espinaca (*Spinacia oleracea L.*) en invernadero. Tesis Magíster. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp.:134.
- Doud, C.W.; D.B., Taylor y L., Zurek. 2012. Dewatered sewage biosolids provide a productive larval habitat for stable flies and house flies (Diptera: Muscidae). *J. Med. Entomol.*, 49(2), 286-292.
- Effron, D. 2001. Actividad de enzimas relacionadas a los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre en un suelo nativo de bosque. Influencia de algunos metales pesados sobre dicha actividad. Tesis Magister Ciencias del Suelo. Facultad de Agronomía UBA.
- Eghball, B. y J., Power. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *J. Soil Water Conserv.*, 49: 113-122.
- Eghball, B.; B.J., Wienhold; J.E., Gilley y R.A., Eigenberg. 2002. Mineralization of manure nutrients. *J. Soil Water Conserv.*, 57(6): 470-473.
- Entrena Durán, F. 2005. Procesos de periurbanización y cambios en los modelos de ciudad: un estudio europeo de casos sobre causas y consecuencias. *Papers: Revista de Sociología*, 78: 59-88.
- Erickson, M.C.; J., Liao; L., Ma; X.P., Jiang y M.P., Doyle. 2009. Inactivation of *Salmonella* spp. in cow manure composts formulated to different initial C:N ratios. *Bioresour Technol.*, 100: 5898-5903.
- Eshetu, B.; C., Baum y P., Leinweber. 2013. Compost of different stability affects the molecular composition and mineralization of soil organic matter. *Open J. Soil Sci.*, 3(1): 58-69.
- Eyras, M.C.; G.E., Defossé y F., Dellatore. 2008. Seaweed compost as an amendment for horticultural soils in Patagonia, Argentina. *Compost Sci. Util.*, 16(2): 119-124.

- Frioni, L. 2006. Microbiología: básica, ambiental y agrícola. Ed.: Departamento de Publicaciones de la Facultad de Agronomía. Universidad de la República Oriental del Uruguay. Montevideo, Uruguay. Pp.: 373-383.
- Galmarini, C.R. 1997. Manual del cultivo de la cebolla. INTA CR Cuyo. Pp.:128.
- Gale, E.S.; D.M., Sullivan; C.G., Cogger; A.I., Bary; D.D., Hemphill y E.A., Myhre. 2006. Estimating Plant Available Nitrogen Release from Manures, Composts, and Specialty Products. *J. Environ. Qual.*, 35: 2321-2332.
- García, C.; T., Hernández y F., Costa. 1991. Study on water extract of sewage sludge composts. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 37(3): 399-408.
- García Gómez, A.; A., Roig y M.P., Bernal. 2003. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. *Bioresour. Technol.*, 86: 59-64.
- García, A.R.; S.N, Fleite; D., Vazquez Pugliese y A.F., De Iorio. 2013. Feedlots and Pollution: A Growing Threat to Water Resources of Agro-Production Zone in Argentina. *Env. Sci. Tech.*, 47(21): 11932-11933.
- Gladon, D. 1988. Amendments and media. Container grower: news and notes. Fall 1988. Ames, IA: Iowa State University of Science and Technology, Department of Forestry. Pp10.
- Gillis, J.D. y G.W., Price. 2011. Comparison of a novel model to three conventional models describing carbon mineralization from soil amended with organic residues. *Geoderma*, 160: 304-310.
- Goldberg, S. y G., Sposito. 1985. On the mechanism of specific phosphate adsorption by hydroxylated mineral surfaces: a review. *Soil Sci. Plant Anal.*, 16: 801-821.
- Golueke, C.G. 1972. Composting: a study of the process and its principles. Emmaus, Rodale Press. Pennsylvania, EEUU. Pp.: 110.
- Golueke, C.G. 1977. Biological reclamation of solid wastes. Emmaus, Rodale Press. Pennsylvania, EEUU. Pp.: 249.
- Gonzalez-Polo, M.; E., Kowaljow; E., Castán; O., Sauzet; M.J., Mazzarino. 2015. Persistent effect of organic matter pulse on a sandy soil of semiarid Patagonia. *Biol. Fertil. Soils*, 51: 241-249.

- Graves, R.E. y G.M., Hattemer. 2010. Composting. En: Natural Resources Conservation Service (ed.) Environmental Engineering National Engineering Handbook Part 637. Pp.: 70.
- Gray, K.R.; K., Sherman y A.J., Biddlestone. 1971. Review of composting II. The practical process. *Process Biochemistry* 6. Pp.: 22-28.
- Griffin, T.S. y C.W., Honeycutt. 2000. Using growing degree days to predict nitrogen availability from livestock manures. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64(5): 1876-1882.
- Griffin T.; C.W Honeycutt y Z. He. 2002. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. *Biol. Fert. Soils*, 36(6): 442-446.
- Griffin, T.S.; Z., He y C.W., Honeycutt. 2005. Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. *Plant Soil*, 273: 29-38.
- Gross, A.; R., Arusi; P., Fine y A., Nejidat. 2008. Assessment of extraction methods with fowl manure for the production of liquid organic fertilizers, *Bioresour. Technol.*, 99: 327-334.
- Hadad, R. y R.G., Anderson. 2004. Analysis of organic fertilizers for use in vegetable transplant production. Kentucky Agricultural Experiment Station, Floriculture Research Report, 19: 1-7.
- Hadas, A. y R., Portnoy. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *J. Environ. Qual.*, 23: 1184-1189.
- Hadas A. y R. Portnoy. 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste composts. *Compost Sci. Util.*, 5: 48-54.
- Hargreaves, J.C.; M.S., Adla y P.R., Warman. 2009. Are compost teas an effective nutrient amendment in the cultivation of strawberries? Soil and plant tissue effects. *J. Sci. Food Agric.*, 89: 390-397.
- He, Z.L.; X.E., Yang; V.C., Baligar y D.V., Calvert 2003. Microbiological and biochemical indexing systems for assessing acid soil quality. *Adv. Agr.* 78: 89-138.
- Helgason, B.L.; F.J., Larney y H.H., Janzen. 2005. Estimating carbon retention in soils amended with composted beef cattle manure. *Can. J. Soil Sci.* 85: 39-43.

- Hernández T., R. Moral, A. Pérez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, M.D. Pérez-Murcia y C., García. 2002. Nitrogen mineralization potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresour. Technol.*: 83(3): 213-219.
- Hesketh, N. y P.C., Brookes. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.*, 29: 105-110
- Hinedi, Z.R.; A.C., Chang y R.W.K., Lee. 1989. Caracterization of phosphorus in sludge stracts using phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 323-329.
- Hirzel, J.; F., Novoa; P., Undurraga e I., Walter. 2009. Short term effects of poultry litter application on silage maize (*Zea mays* L.). Yield and soil chemical properties. *Compost Sci. Util.*, 17(3): 189-196.
- Hirzel, J.; P., Undurraga y I., Walter. 2010. Nitrogen mineralization and released nutrients in a volcanic soil amended with poultry litter. *Chilean J. Agr. Res.*, 70(1): 113-121.
- Hodges, R.D. 1991. Soil Organic Matter: Its Central Position in Organic Farming. En: Wilson W.S. (ed.). *Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and the Environment*. The Royal Society of Chemistry, Red-wood Press, Whiltshire, Uk. Pp. 355-364.
- Honeycutt, C. W.; T.S.,Griffin; B.J., Wienhold; B., Eghball; S.L., Albrecht; J.M., Powell y H.A., Torber. 2005a. Protocols for nationally coordinated laboratory and field research on manure nitrogen mineralization. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36(19-20): 2807-2822.
- Honeycutt, C.W; T.S., Griffin y Z., He. 2005b. Manure nitrogen availability: Dairy manure in northeast and central US soils. *Biol. Agri. Hortic.*, 23(2): 199-214.
- Horwath, W.R. y E.A., Paul. 1994. Microbial biomass. En: *Methods of Soil Analysis. Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*. Weaver, R.W.; J.S., Angle y P.S., Bottomley (Eds.). SSSA Book Series N° 5, Madison. Pp.: 753-773.
- Hue, N.V. 2011. Alleviating soil acidity with crop residues. *Soil Sci.* 176(10): 543-549.
- Hyams, D.G. 2016. CurveExpert software, <http://www.curveexpert.net>.

- Iglesias Jiménez, E. y V. Pérez García. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Waste*, 27: 115-142.
- Ingham, E.R. 2005. The compost tea brewing manual. Sustainable Studies Institute. Oregon, EEUU. Pp.:79.
- Ingram, D.T. y P.D., Millner. 2007. Factors affecting compost tea as a potential source of *Escherichia coli* and *Salmonella* on fresh produce. *J. Food Prod.*, 70: 828-834.
- INTA. 1978. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3363-17. San Pedro, Argentina. Pp.:86.
- locoli, G.A; L., Orden y M.A., Gómez. 2016. Dinámica del C en suelos enmendados con compost y digeridos anaeróbicos. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Argentina.
- IRAM. 2011. Compostaje. Parte 1: Conceptos básicos, factibilidad del tratamiento y criterios de calidad del proceso. Norma 29556-1.
- IRAM-SAGyP 29570-1. 2010. Calidad ambiental. Calidad del suelo. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1: Método de Bray Kurtz 1 modificado (Extracción con solución de fluoruro de amonio - ácido clorhídrico).
- IRAM-SAGyP 29574. 2011a. Determinación de pH en suelo para uso agropecuario. Esquema A1. Instituto Argentino de Normalización y Certificación.
- IRAM-SAGyP 29579. 2011b. Calidad ambiental. Calidad del suelo. Determinación de la conductividad eléctrica en suelos de uso agropecuario.
- IRAM-SAGyP 29571-2. 2011c. Calidad ambiental. Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelo. Parte 2: Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro.
- IRAM-SAGPyA 29572-1. 2011d. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1: Escala semi-micro.
- Iurman, D. 2012. Aspectos del mercado de cebolla. Producción, exportación e importación. Ed. INTA. Hilario Ascasubi. Pp.: 22.

- Jhorar, B.S.; V, Phogat y E. Malik. 1991. Kinetics of composting rice Straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.*, 5: 297-306.
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace elements in soils and plants 4<sup>th</sup>. Boca Raton, Florida: CRC Press, (Ed.). Pp.: 548.
- Kihel, F.J. 1985. Fertilizantes orgánicos. Editora Agronômica Ceres Ltda. San Pablo, Brasil. Pp.: 492.
- Kowaljow, E. y M.J., Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 1580-1588.
- Kowaljow, E. 2009. Las enmiendas orgánicas como recuperadores de parches disturbados del ecotono bosque-estepa en la Patagonia Norte. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Pp.: 202.
- Laboratorio de Suelo y Agua. 2012a. Procedimiento técnico: Determinación de sodio y potasio. Fotometría. Anguil. INTA.
- Laboratorio de Suelo y Agua. 2012b. Procedimiento técnico: Determinación de calcio y magnesio. Complejometría. Anguil. INTA.
- Landi, A.; A.R., Mermut y D.W., Anderson. 2003. Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils, Canada. *Geoderma* 117: 143-156.
- Landriscini, M.R.; A.M., Miglierina; J., Iglesias; R., Agamennoni y G., Minoldo. 2010. Aplicación de una enmienda orgánica a un suelo cultivado con cebolla en la región del valle bonaerense del Río Colorado. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina.
- Laos, F.; P., Satti; I., Walter; M.J., Mazzarino y S., Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and non-composted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biol. Fertil. Soils*, 31: 462-469.
- Laos, F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas de la región Andino-Patagónica: índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche, Argentina.

- Laos, F.; M.J., Mazzarino; I., Walter; L., Roselli; P., Satti y S., Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresour. Technol.*, 81: 179-186.
- Lavado, R.S. 2012. Origen del compost, proceso de compostaje y potencialidad de uso. En: Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. UNRN-Orientación gráfica. Bs. As., Argentina. Pp.: 3-12.
- Larney, F.J. y X., Hao. 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresour. Technol.*: 98: 3221-3227.
- Leconte, M.C.; M.J., Mazzarino; P., Satti; M.C., Iglesias y F., Laos. 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Manag.*, 29: 2446-2453.
- Leconte, M.C. 2010. Efecto del agregado de estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Nordeste. Corrientes, Argentina. Pp.: 199.
- Leconte, M.C.; M.J., Mazzarino; P., Satti y M.P., Crego. 2011. Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. *Biol. Fert. Soils*, 47: 897-906.
- Leege, P.B. 1996. Compost facility operating guide. *Science of composting*. En: De Bertoldi, M.; P., Sequi; B., Lemmes y T., Papi. (Eds.) Blackie Academic and Professional, Londres. Vol I. Pp.: 126-136.
- Lerch, R.N.; Barbarick, K.A.; Sommers, L.E. y D.G, Westfall. 1992. Sewage sludge proteins as labile C and N sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 1470-1476.
- Ley 13.592 Provincial de gestión integral de residuos sólidos urbanos. Tiene como objeto fijar los procedimientos de gestión de los residuos sólidos urbanos, de acuerdo con las normas establecidas en la Ley Nacional N° 25.916 de "presupuestos mínimos de protección ambiental para la gestión integral de residuos domiciliarios".
- Ley 20.466: Fiscalización de fertilizantes y enmiendas. 1973. Establece obligatoriedad del registro de fertilizantes y enmiendas en la República



Argentina y fija el marco regulatorio a nivel nacional y las normas para la fiscalización de la comercialización.

- Li, L.; C.J., Cunningham; V., Pas; J.C., Philp; D.A., Barry y P. Anderson. 2004. Field trial of a new aeration system for enhancing biodegradation in a biopile. *Waste Manag.*, 24: 127-137.
- Lipinski, V.M. 1997. Cebolla y Ajo. En: La fertilización de cultivos y pasturas, Melgar R. y Díaz Zorita M. (Coord.) Ed. Hemisferio Sur S.A. Buenos Aires, Argentina. Pp.: 213- 216.
- Maguire, R.O.; J.T., Sims; S.K., Dentel; F.J., Coale y J.T., Mah. 2001. Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. *J. Env. Qual.*, 30: 1023-1033.
- Marcote, I.; T., Hernandez; C., García y A., Polo. 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresour. Technol.*, 79:147-154.
- Mairosser, A.; E., Rinland; L., Orden; M.C., Bellacomo; V., Caracotche; F., García; L., Dunel y R., Storniolo. 2015. Evaluación de la codigestión de residuos de cebolla con diferentes proporciones de barro activado para la producción de biogás en el Valle Bonaerense del río Colorado. XXXVIII Congreso Argentino de Horticultura. Mendoza, Argentina.
- Martin, T.D.; C.A., Brockhoff y J.T., Creed. EMMC Methods Work Group. 1994. Method 200.7, Revision 4.4: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. EPA, EEUU.
- Martínez, R.M.; A.M., Miglierina; M., Luna; A., Van Konijnenburg y G., Pellejero. 2008. Evaluación del compostaje del procesamiento de la cebolla. *Pilquen*, 10(9): 1-8.
- Mc Michael, A.J.; J.W., Powles; C.D., Butler y R., Uauy. 2007. Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The Lancet*, 370(9594): 1253-1263.
- Masaguer Rodríguez, A. y M., Benito Capa. 2008. Evaluación de la calidad del compost. En: Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Pp.: 285-304.

- Masaguer, A.; S., Miranda; R., Zurita; J., Vázquez. 2014. Gestión de residuos agropecuarios procedentes de la actividad docente e investigadora de la ETSIA (UPM). En: Avances en la investigación sobre compost: materias primas, procesos, calidad y usos. Barral Silva, M.T.; M., Díaz-Raviña; R., Devesa-Rey; R., Paradelo Núñez (Eds.). Andavira Editora. Santiago de Compostela, España. Pp.: 59-70.
- Mazzarino, M.J.; F., Laos; P., Satti y S. Moyano. 1998. Agronomic and environmental aspects of utilization of organic residues in soils of the Andean-Patagonian region. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 44(1): 105-113.
- Mazzarino, M.J.; P., Satti; S., Moyano y F., Laos. 2004. Compost de Biosólidos: efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del Suelo (Arg.)*, 22(1): 19-26.
- Mazzarino, M.J., Satti, P, Laos, F., Roselli, L., Crego, M.P., Kowaljaw, E., Fernández, H. y L. Poulsen. 2012a. Compostaje de biosólidos: 12 años de la Planta de Bariloche. En: Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso Mazzarino, M.J. y P., Satti (Eds.). UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina. Pp. 99-106
- Mazzarino, M.J.; P., Satti y L. Roselli. 2012b. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso Mazzarino, M.J. y P., Satti (Eds.). UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina. Pp.: 13-28.
- Mc Gill, W.B. y C.V., Cole. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26: 267-286.
- Michel Jr., F.C. & C.A. Reddy. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors. *Compost Sci. Util.*, 6: 6-14
- Miglierina, A.M. y G., Laurent. 2008. Obtención y aplicación de compost: efecto sobre el cultivo y el suelo. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina, Galantini, J.A. (Ed.). UNS, CERZOS y EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina. Pp.: 293-308.
- Miglierina, A.M.; M.E., Ayastuy; R.A., Rodríguez; J.A., Fernández y A., Van Konijnenburg. 2011. Alternative materials as substrates for seedlings production. En: Pascual, J.A. y F., Pérez-Alfocea (Eds.). V<sup>th</sup>

- International symposium on seed, transplant and stand establishment of horticultural crops, Murcia, España. *Acta Hort.*, 898: 211-218.
- Molina, J.M.; A.S., Urricariet; C.M., Sainato; B.N., Losinno y O.S., Heredia. 2015. Effects of feedlot manure on soil and groundwater assessed with electrical resistivity tomography. *Env. Earth Sci.*, 73(4): 1459-1472.
- Montenegro, A. 2012. Metodología de la producción de compost a partir de residuos agrícolas y urbanos. Tesina de grado. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp.: 50.
- Moore, A. D.; A.K., Alva; H.P., Collins y R.A., Boydston. 2010. Mineralization of nitrogen from biofuel by-products and animal manures amended to a sandy soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 41(11): 1315-1326.
- Moreno Casco, J. y S., Mormeneo Bernat. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Moreno Casco, J. y R. Moral Herrero (Eds.). *Compostaje*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Pp.: 111-140.
- Moral Herrero, R. y J., Muro Erreguerena. 2008. En: Moreno Casco, J. y R. Moral Herrero (Eds.). *Compostaje*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Pp.: 353-378.
- Mosier, A.; C., Kroeze; C., Nevison; O., Oenema; S., Seitzinger y O., Van Cleemput. 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nut. Cyc. Agro.*, 52(2-3): 225-248.
- Mourão, I.; L.M., Brito y J., Coutinho. 2011. Influência da dose e época de aplicação de um compostado na cultura de cebola biológica. *Revista de Ciências Agrárias*, 34(2): 106-116.
- Mubarak, A.R.; E.A., Gali; A.G., Mohamed; D., Steffens y A.H., Awadelkarim. 2010. Nitrogen mineralization from five manures as influenced by chemical composition and soil type. *Soil Sci. Plant Anal.*, 41(16): 1903-1920.
- Murwira, H.K.; H., Kirchmann y M.J., Swift. 1990. The effect of moisture on the decomposition rate of cattle manure. *Plant Soil*, 122: 197-199.
- Nannipieri, P.; Giagnoni, L.; Renella, G.; Puglisi, E.; Ceccanti, B., Masciandaro, G.; Fornasier, F.; Moscatelli, M.C. y S., Marinari. 2012. Soil enzymology: Classical and molecular approaches. *Biol. Fert. Soils*, 48, 743-762.

- NOSB: National Organic Standards Board. 2004. Compost Tea Task Force Report. <http://www.ams.usda.gov/nosb/meetings/CompostTeaTaskForceFinalReport.pdf>
- NC-IUBMB: Nomenclature Committee of the International Union of Biochemistry and Molecular Biology (NC-IUBMB). In consultation with the IUPAC-IUBMB Joint Commission on Biochemical Nomenclature (JCBN), Enzyme Nomenclature, Recommendations of the Nomenclature Committee of the International Union of Biochemistry and Molecular Biology on the Nomenclature and Classification of Enzymes by the Reactions they Catalyse. <http://www.chem.qmul.ac.uk/iubmb/enzyme/>
- Oberson, A.; Joner, E.J. 2005. Microbial turnover of phosphorus in soil. En: Turner B L, Frossard E, Baldwin D S (Eds). Organic phosphorus in the environment. CABI, Wallingford, pag. 133-164 (432 pag).
- Ozores-Hampton, M. 2010. Guía para la Utilización Exitosa del Compost en la Producción de Hortalizas. HS1161. Universidad de la Florida, EEUU. Pp.:6.
- Parnes, R. 1990. Fertile Soil: A grower's guide to organic and inorganic fertilizers. En: Ag Access. Davis, California. Pp.: 51-59.
- Pascual, J. A.; M., Ayuso; C., García y T. Hernández. 1997. Characterization of urban waste according to fertility and phytotoxicity parameters. Waste Manag. Res., 15: 103-112.
- Pascual, J.A.; C. García; M.T, Hernández; J.L., Moreno y M. Ros. 2000. Soil microbial activity as a biomarkers of degradation and remediation processes. Soil Biol. Biochem., 28: 1877- 883.
- Peixoto, R.T. dos G. 2012. Compostagem. En: Sistema de produção de alface orgânico. EMBRAPA Clima Temperado. Pelotas, Brasil.
- Pell, M.; J., Stenström; U. y Granhall. 2005. Soil Respiration. En: Bloem J.; D.W., Hopkin y A., Benedetti (Eds.). Microbiological Methods for Assessing Soil Quality. CABI, Publishing. Pp.: 117-126.
- Pellejero, G. 2013. Compostaje de residuo de cebolla (*Allium cepa* L.) generado en la planta de empaque y su aplicación agronómica en el valle inferior del Río Negro. Tesis Magíster. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp.: 138.

- Pellejero, G.; A., Miglierina; G., Aschkar y R., Jiménez-Ballesta. 2015. Composting Onion (*Allium cepa* L.) wastes with Alfalfa (*Medicago sativa* L.) and Cattle Manure Assessment. *Agric. Sci.*, 6: 445-455.
- Peña Turruella, E.; M., Carrión Ramírez; F., Martínez; A., Rodríguez Nodals y C. Nelso Companioni. 2002. Manual para la producción de abonos orgánicos en la agricultura urbana. PNUD-INIFAT. La Habana, Cuba.
- Pérez de Mora, A.; P., Burgos; E., Madejón; F., Cabrera; P., Jaeckel y M., Schloter. 2006. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 327-341.
- Porter, J.; P., Arzberger; H., Braun; P., Bryant; S., Gage; T., Hansen; P., Hanson; C., Lin; F., Lin; T., Kratz; W., Michener; S., Shapiro y T., Williams. 2005. Wireless Sensor Networks for Ecology. *Bio Science*, 55(7): 561-572.
- Preusch, P.L.; P.R., Adler; L.J., Sikora y T.J., Tworkoski. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *J. Env. Qual.*, 31(6): 2051-2057.
- Prono, A.R.; C.A., Martín y M.J., Mazzarino. 2010. Efectos de la relación C/N y de la humedad inicial sobre la eficiencia del compostaje en sistemas a escala banco-laboratorio. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario Argentina.
- Richard, T. y N. Trautmann. 2014. Moisture and Carbon/Nitrogen Ratio Calculation Spreadsheet. Cornell Waste Management Institute, Cornell University. Disponible en: [http://compost.css.cornell.edu/calc/cn\\_ratio.html](http://compost.css.cornell.edu/calc/cn_ratio.html)
- Rinland, M.E. 2015. Biodegradación anaeróbica del residuo de la producción de cebolla del Valle Bonaerense del río Colorado. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Pp.: 192.
- Rodríguez, R.A.; M.E., Ayastuy; A.M., Miglierina y L. Caro. 2009. Control de nematodos mediante solarización y biofumigación en cultivos hortícolas en el sur bonaerense. Resúmenes XXXII Congreso Argentino de Horticultura, pág. 397.
- Rodríguez, R.A.; A.M., Miglierina; M.E.; M.E, Ayastuy; J.C., Lobartini; N., Dagna; N., Greco; A., Van Konijnenburg; C., Egea y J.A., Fernández.

2012. The effect of different organic fertilization on garlic (*Allium sativum* L.) in Bahía Blanca region. *Acta Hortic.*, 933: 187-194.
- Ros, M.; M.T., Hernandez y C., García. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.*, 35(3): 463-469.
- Rynk, R. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU. Pp.: 186.
- Sánchez, F.I. y J.L.R., Delgado. 2008. Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En: *Compostaje*. Moreno Casco J. y R., Moral Herrero (Eds.). Mundi Prensa. Madrid, España. Pp.: 307-327.
- Sánchez-Monedero, M.A.; A., Roig; C., Paredes y M.P., Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.*, 78 (3): 301-308.
- Sanyal, S.K. y S.K., De Datta. 1991. Chemistry of phosphorus transformations. *Soil Adv. Soil Sci.*, 16: 1-120.
- Sasal, C.; A., Andriulo; J., Ulle; F., Abrego y M., Bueno. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas en sistemas de producción hortícola del centro norte de la Región Pampeana Húmeda. *Ciencia del Suelo (Arg.)*, 18(2): 95-104.
- Satti, P.S. 2007. Biodisponibilidad de nitrógeno y fósforo en suelos volcánicos bajo bosque nativo, disturbados y enmendados. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue. San Carlos de Bariloche, Argentina. Pp.: 231.
- Saval, S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *BioTecnología*, 16(2): 14-46.
- Saviozzi, A.; R., Cardarelli Levi-Minzi y R. Riffaldi. 2006. Evolution of biochemical parameters during composting of urban wastes. *Compost Sci. Util.*, 14(1): 54-58.
- Schröder, J. 2005. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresour. Technol.*, 96(2): 253-261.

- SENASA. 1992. Resolución 423/1992.  
[www.senasa.gob.ar/normativas/resoluicon-423-1992-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria](http://www.senasa.gob.ar/normativas/resoluicon-423-1992-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria)
- SENASA. 2011. Resolución 264/2011, Anexo 1. Manual para el registro de fertilizantes, enmiendas, sustratos, acondicionadores, protectores y materias primas en la República Argentina. Capítulo 14. Ley Nacional N° 20.466.
- Sequi, P. 1996. The role of composting in sustainable agriculture. En: De Bertoldi, M.; P. Sequi; B., Lemmes y T., Papi. (Eds.). The science of composting. Blackie Academic and Professional. Reino Unido. Pp.: 23-29.
- Serna-Pérez A.; H.C., Monger; J.E., Herrick y L., Murray. 2006. Carbon dioxide emissions from exhumed petrocalcic horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 795-805.
- Shah, G.M.; M.I., Rashid; G.A., Shah; J.C.J., Groot y E.A., Lantinga. 2013. Mineralization and herbage recovery of animal manure nitrogen after application to various soil types. *Plant Soil*, 365(1): 69-79.
- Siddique, M.T. y J.S., Robinson. 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 32: 1114-1121.
- Sikora L.J.; C.F., Tester; J.M., Taylor y J.F., Parr. 1982. Phosphorus uptake by fescue from soils amended with sewage sludge compost. *Agron. J.*, 74: 27-32.
- Sinsabaugh, R.L.; M.J., Klug; H.P., Collins; P.E., Yeager y S.O., Petersen. 1999. Characterizing soil microbial communities. En: Robertson, G.P.; D.C., Coleman; C.S., Bledsoe y P., Sollins (Eds.). *Standard soil methods for long-term ecological research*. Pp.: 476-525.
- Sinsabaugh, R.L. 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biol. Biochem.*, 42: 391-404.
- Smith, S.R.; J.E., Hall. y P., Hadley. 1992. Composting sewage sludge wastes in relation to their suitability for uses as fertilizer materials for vegetable crop production. *Acta Hortic.*, 302: 203-215.
- Soliva Torrentó, M. y M., López Martínez. 2004. Calidad del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del

- proceso. Formación de técnicos para el tratamiento y gestión de lodos de depuradora. CENEAM/MIMAM, Valsaín. Pp.: 20.
- Soliva Torrentó, M.; M., López Martínez y O., Huerta Pujol. 2008. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Moreno Casco J. y R., Moral Herrero R. (Eds.) Compostaje. Mundi Prensa. Madrid, España. Pp: 75-92.
- Spohn, M. y Y., Kuzyakov. 2013. Phosphorus mineralization can be driven by microbial need for carbon. *Soil Biol. Biochem.*, 61: 69-75.
- Suler, D.J. y S., Finstein. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO<sub>2</sub> formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33(2): 345-350.
- Taalab, A.S. y S., Mahmoud. 2013. Response of onion to composted tomato residues under saline irrigation water through drip irrigation system. *Middle East J.*, 2(3): 93-100.
- Tafadar J.C. y A., Jungk. 1987. Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus. *Biol. Fert. Soils.*, 3: 199-204.
- Tambone, F.; P., Genevini y P., Adani. 2007. The effect of short-term compost application on soil chemical properties and on nutritional status of maize plant. *Compost Sci. Util.*, 15(3): 176-183.
- Tejada, M.; M.T., Hernandez y C., Garcia. 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil Tillage Res.*, 102: 109-117.
- Texas Instruments. 2016. LM35 Precision Centigrade Temperature Sensors (Rev. G). Disponible en: <http://www.ti.com/lit/ds/symlink/lm35.pdf>.
- Thomsen I. y J. Olesen. 2000. C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *J. Agric. Sci.*, 135(2): 151-159.
- Thomsen, I.K.; P. Schjørring y B.T., Christensen. 2003. Mineralisation of 15N-labelled sheep manure in soils of different texture and water contents. *Biol. Fert. Soils*, 37(5): 295-301.
- Tilman, D. 1998. The greening of the green revolution. *Nature*, 396: 211-212.



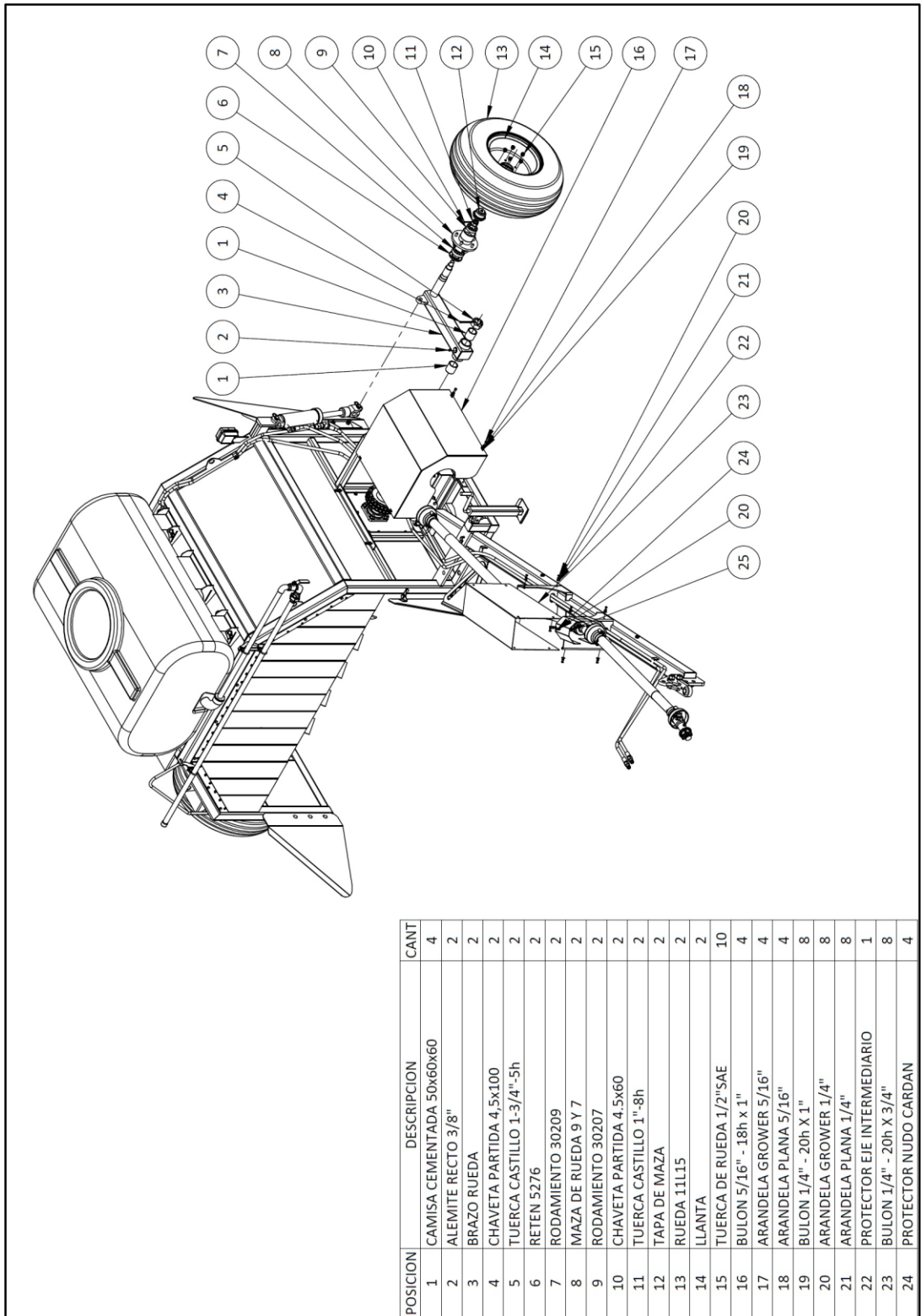
- Tilman, D.; K.G., Cassman; P.A., Matson; R., Naylor y S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898): 671-677.
- Tiquia, S.M y N.F.Y, Tam. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution.*, 110(3): 535-541.
- Tognetti, C.; F., Laos; M.J., Mazzarino y M.T., Hernández. 2005. Composting vs. Vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Sci. Util.*, 13: 6-13.
- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: optimización del proceso para una mayor calidad del producto final. Tesis de doctorado. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche, Argentina. Pp.:175.
- Tognetti, C.; M.J., Mazzarino y F., Laos. 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biol. Biochem.*, 40: 2290-2296.
- Toor, G.S.; L.M., Condon; H.J., Di; K.C, Cameron y B.J., Cade Menum. 2003. Characterisation of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 1317-1323.
- Turner, B.L.; I.D., McKelvie y P.M., Haygarth. 2002. Characterisation of water extractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 27-35.
- Ullé J. 2000. Macronutrientes en el suelo y sus funciones en las plantas. En: Ullé, J. Jornada de Capacitación Horticultura Orgánica. Cultivo de hojas y frutos. EEA INTA San Pedro, 16 y 17 de noviembre de 2000. Pp.: 46-52. San Pedro, Bs. As.
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. U.S. Gov. Print. Office, Federal register 58: 9248-9415. Washington, EEUU.
- Van Heerden, I.; C., Cronjé; S.H., Swart y J.M., Kotzé. 2002. Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. *Bioresour. Technol.*, 81: 71-76.
- Vargas García, M.C. y F., Suárez Estrella. 2008. Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades biológicas del suelo. En: Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*. Mundi Prensa. Capítulo 14: pp.: 329-350. Madrid, España.

- Vitousek, P.M.; J.D., Aber; R.W., Howarth; G.E., Likens; P.A., Matson; D.W., Schindler y D.G., Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7(3): 737-750.
- Weindorf, D.C.; R.E., Zartman y B.L., Allen. 2006. Effect of compost on soil properties in Dallas, Texas. *Compost Sci. Util.*, 14 (1): 59-67.
- Wolkowski, R.P. 2003. Nitrogen management considerations for landspreading municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.*, 32: 1844-1850.
- Wolfert, S.; L.G., Cor Verdouw; Bogaardt, M.J. 2017. Big data in Smart farming- a review. *Agric. Systems* 153: 69-80.
- Zaccheo, P.; G., Ricca; y L., Crippa. 2002. Organic matter characterization of composts from different feedstocks. *Compost Sci. Util.*, 1: 29-38.
- Zarabi, M. y M., Jalai. 2013. Rate of nitrate and ammonium release from organic residues. *Compost Sci. Util.*, 20(4): 222-229.
- Zhang, X.; B.D. Xi; Y., Zhao; Z.M., Wei; Y., Li y X.Y., Zhao. 2013. Characteristics of organic nitrogen mineralization in organic waste compost-amended soil. *Huan Jing Ke Xue*, 34(6): 2448-55.
- Zibilske, L.M. 1994. Carbon Mineralization. En: Weaver, R.W.; S., Angle y P., Bottomley (Eds). *Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Sci. Soc. Am. Inc., Wisconsin, EEUU. Pp. 835-863.
- Zubillaga, M.S. y R.S., Lavado. 2003. Stability indexes of sewage sludge compost obtained with different proportion of a bulking agent. *Soil Sci. Plant Anal.*, 34: 581-591.
- Zucconi, F. y M., de Bertoldi. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi, M.; M.P., Ferrati; P.L., Hermite y F., Zucconi. (Eds.). *Compost production, quality and use*. Elsevier Applied. Sc. Publishee. Londres, Reino Unido. Pp.: 30-51.
- Zvomuya, F.; B.L., Helgason; F.J., Larney; H.H., Janzen; O.O., Akinremi y B.M., Olson. 2006. Predicting Phosphorus Availability from Soil-Applied Composted and Non-Composted Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.*, 35: 928- 937.

# Anexo

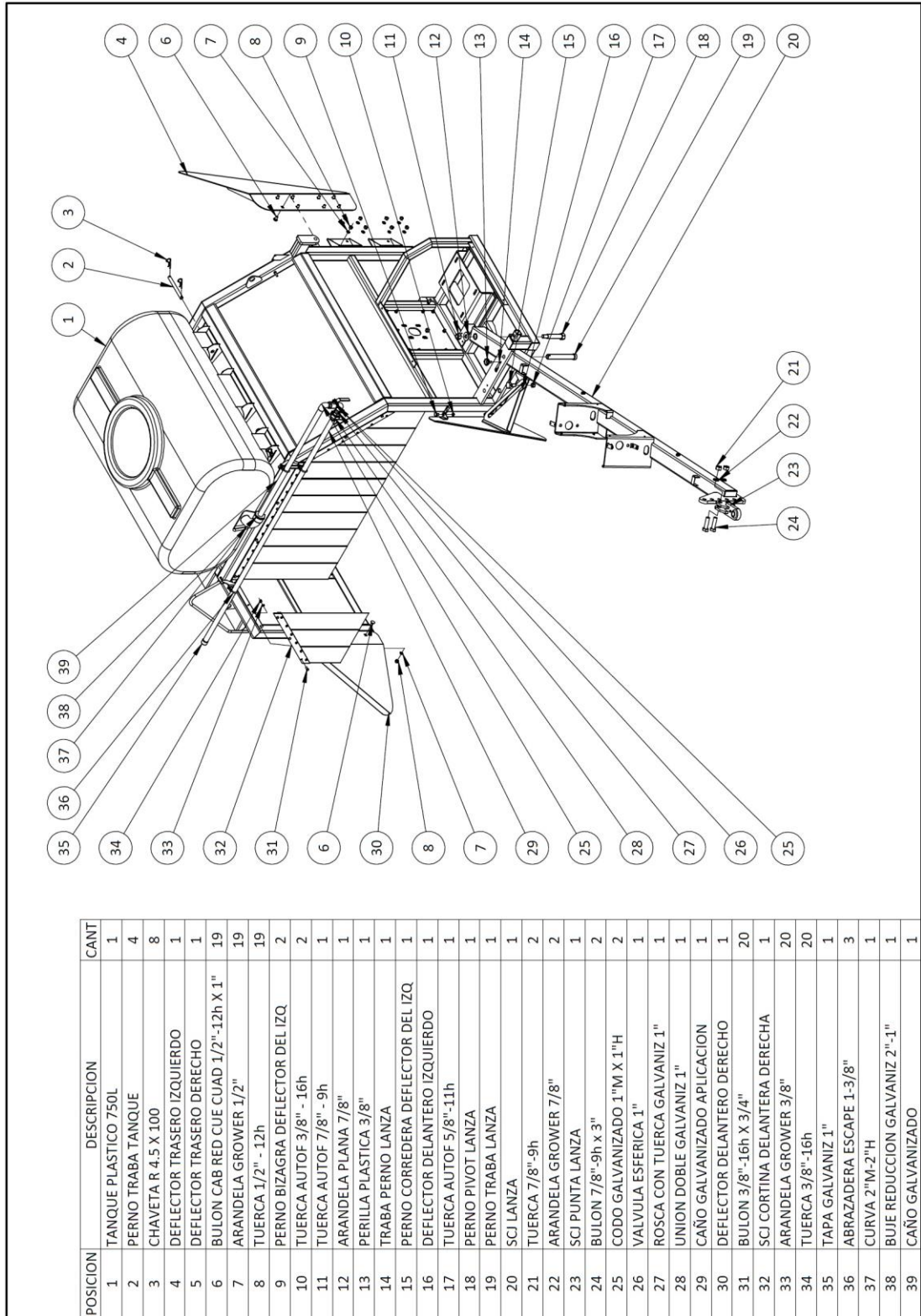
# ANEXO

## 1.1.



POSICION	DESCRIPCION	CANT
1	CAMISA CEMENTADA 50x60x60	4
2	ALEMITE RECTO 3/8"	2
3	BRAZO RUEDA	2
4	CHAVETA PARTIDA 4.5x100	2
5	TUERCA CASTILLO 1-3/4"-5h	2
6	RETEN 5276	2
7	RODAMIENTO 30209	2
8	MAZA DE RUEDA 9 Y 7	2
9	RODAMIENTO 30207	2
10	CHAVETA PARTIDA 4.5x60	2
11	TUERCA CASTILLO 1"-8h	2
12	TAPA DE MAZA	2
13	RUEDA 11115	2
14	LLANTA	2
15	TUERCA DE RUEDA 1/2"SAE	10
16	BULON 5/16" - 18h x 1"	4
17	ARANDELA GROWER 5/16"	4
18	ARANDELA PLANA 5/16"	4
19	BULON 1/4" - 20h x 1"	8
20	ARANDELA GROWER 1/4"	8
21	ARANDELA PLANA 1/4"	8
22	PROTECTOR EJE INTERMEDIARIO	1
23	BULON 1/4" - 20h x 3/4"	8
24	PROTECTOR NUDO CARDAN	4

1.2.



POSICION	DESCRIPCION	CANT
1	TANQUE PLASTICO 750L	1
2	PERNO TRABA TANQUE	4
3	CHAVETA R 4.5 X 100	8
4	DEFLECTOR TRASERO IZQUIERDO	1
5	DEFLECTOR TRASERO DERECHO	1
6	BULON CAB RED CUE CUAD 1/2"-12h X 1"	19
7	ARANDELA GROWER 1/2"	19
8	TUERCA 1/2" - 12h	19
9	PERNO BIZAGRA DEFLECTOR DEL IZQ	2
10	TUERCA AUTOF 3/8" - 16h	2
11	TUERCA AUTOF 7/8" - 9h	1
12	ARANDELA PLANA 7/8"	1
13	PERILLA PLASTICA 3/8"	1
14	TRABA PERNO LANZA	1
15	PERNO CORREDERA DEFLECTOR DEL IZQ	1
16	DEFLECTOR DELANTERO IZQUIERDO	1
17	TUERCA AUTOF 5/8"-11h	1
18	PERNO PIVOT LANZA	1
19	PERNO TRABA LANZA	1
20	SCJ LANZA	1
21	TUERCA 7/8"-9h	2
22	ARANDELA GROWER 7/8"	2
23	SCJ PUNTA LANZA	1
24	BULON 7/8"-9h x 3"	2
25	CODO GALVANIZADO 1" M X 1" H	2
26	VALVULA ESFERICA 1"	1
27	ROSCA CON TUERCA GALVANIZ 1"	1
28	UNION DOBLE GALVANIZ 1"	1
29	CAÑO GALVANIZADO APLICACION	1
30	DEFLECTOR DELANTERO DERECHO	1
31	BULON 3/8"-16h X 3/4"	20
32	SCJ CORTINA DELANTERA DERECHA	1
33	ARANDELA GROWER 3/8"	20
34	TUERCA 3/8"-16h	20
35	TAPA GALVANIZ 1"	1
36	ABRAZADERA ESCAPE 1-3/8"	3
37	CURVA 2" M-2" H	1
38	BUJE REDUCCION GALVANIZ 2"-1"	1
39	CAÑO GALVANIZADO	1

### 1.3.

