

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL COMO ENMIENDA
ORGÁNICA DE UN FERMENTADO ÁCIDO-LÁCTICO DE
RESTOS DE ALIMENTOS**

por

Geremías EVIA DE CASTRO

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2024**

Trabajo final de grado aprobado por:

Directoras:

Vivian Severino

Florencia Alliaume

Tribunal:

María José Crosa

Virginia Takata

Fecha:

16 de mayo de 2024

Estudiante:

Geremías Evia

Agradecimientos

Me gustaría agradecer en primer lugar a todas las personas que contribuyeron en este trabajo. A mis directoras Vivian por su motivación y Florencia por su cautela. También quiero agradecer a Magdalena y María José de SOSEI por la oportunidad de trabajar con ellas. Por supuesto a todo el equipo del laboratorio de suelos de Facultad de Agronomía sin los cuales no hubiera sido posible.

Por otro lado, quiero agradecer quienes me apoyaron durante el largo proceso de la carrera. A Fran y Nati que se aguantaron todo el drama. A mis amigos y compañeros del Erasmus en Almería que me recordaron el entusiasmo por el área. Y a mi padre y mi madre, sin cuyo apoyo no habría podido hacer nada de lo anterior.

Tabla de contenidos

Agradecimientos	3
Lista de Tablas y Figuras.....	6
Resumen	8
Abstract.....	9
1 Introducción.....	10
2 Revisión Bibliográfica	11
2.1 Gestión de los residuos orgánicos	11
2.2 El fermentado de los residuos como alternativa.....	12
2.3 MOS y el uso de enmiendas	14
2.4 Indicadores microbiológicos de la salud del suelo	16
3 Materiales y métodos	19
3.1 Suelos utilizados	19
3.2 Caracterización del fermentado ácido-láctico.....	20
3.3 Instalación de experimentos	21
3.3.1 Instalación de incubación.....	21
3.3.2 Respiración microbiana.....	22
3.4 Diseño experimental y análisis estadístico	22
4 Resultados.....	23
4.1 C y N.....	23
4.2 Bases intercambiables	25
4.3 Efectos de la aplicación de FAL sobre el pH_{H_2O} , CE y concentraciones de N inorgánico en forma de NO_3 y NH_4 del suelo.....	28
4.3.1 Evolución en la concentración de N mineral como NH_4 y NO_3	28
4.3.2 pH_{H_2O}	32

4.3.3	CE	33
4.4	Indicadores biológicos	34
4.4.1	Actividad enzimática	34
4.4.2	Biomasa de grupos de microorganismos	35
4.4.3	Respiración de los m.o. del suelo.....	36
5	Discusión	39
5.1	Carbono orgánico y respiración del suelo	39
5.2	Cambios en el pH _{H2O} y bases intercambiables	40
5.3	Salinidad y sodicidad	41
5.4	Dinámicas del N en el suelo.....	42
5.5	Indicadores biológicos	45
5.5.1	Biomasa bacteriana y fúngica	45
5.5.2	Enzimas	46
6	Conclusiones	47
7	Bibliografía	49
8	Anexo	63

Lista de Tablas y Figuras

Tabla 1. Características químicas de los suelos utilizados.....	20
Tabla 2. Caracterización textural de los suelos utilizados	20
Tabla 3 . Características químicas de los fermentados.....	21
Tabla 4 . Análisis de significancia de las variables medidas al comienzo y al final de la incubación.....	23
Tabla 5. Concentración media de NT y diferencias entre fechas observadas por suelo y dosis de fermentado	25
Tabla 6 . Análisis de significancia para las variables $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, CE, NO_3 y NH_4	28
Tabla 7. Análisis estadístico de las variables microbiológicas para incubaciones de suelo ...	34
Tabla 8. Respiración total del suelo en relación a la cantidad de enmienda agregada	38
Figura 1. Contenido de C orgánico en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas	24
Figura 2. Porcentaje de N total en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas	24
Figura 3. Concentración de Ca en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas.....	25
Figura 4. Concentración de K en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas.....	26
Figura 5. Concentración de Mg en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas	26
Figura 6. Concentración de Na en los suelos según tipo de suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}) para el promedio de fechas.....	27
Figura 7. Concentración de NH_4 en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}).....	29
Figura 8. Concentración de NO_3 en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1}).....	31
Figura 9. Evolución del $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1})	32

Figura 10. Evolución de la CE en ambos suelos con agregado de FAL en dos dosis y un testigo	33
Figura 11. Distribución y tendencia de las concentraciones de β -glucosidasa y fosfatasa alcalina en los suelos de Chacra e Invernáculo a distintas dosis de FAL.....	35
Figura 12. Distribución y tendencia de las concentraciones de biomasa bacteriana y biomasa fúngica en los suelos de Chacra e Invernáculo a distintas dosis de FAL	36
Figura 13. Evolución de la tasa de respiración en los suelos de Chacra e Invernáculo por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg ⁻¹).....	37
Figura 14. CO ₂ respirado acumulado en los suelos de Chacra e Invernáculo por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg ⁻¹).....	38

Resumen

La fermentación ácido-láctica de residuos orgánicos se presenta como una alternativa frente a las técnicas tradicionales de procesamiento, aunque existe poca literatura sobre los efectos de su aplicación sobre el suelo. En este trabajo se planteó evaluar la evolución de diferentes propiedades químicas y microbiológicas del suelo luego de la aplicación de residuos orgánicos domésticos con fermentación ácido-láctica microaeróbica.

Para dicho fin se dispuso un experimento de incubación de suelos en laboratorio de 101 días de duración que incluyó dos condiciones contrastantes (un suelo de invernáculo y un suelo de chacra) y tres dosis de material (0; 8,8 y 17,6 Mg BS.ha⁻¹). Previo a la incubación se caracterizaron los suelos y la variabilidad de los fermentados ácido-lácticos. Durante la incubación se tomaron muestras destructivas para determinar concentraciones de nitrógeno inorgánico en forma de NO₃ y NH₄, así como pH_{H2O} y conductividad eléctrica a los 7, 14, 28, 56 y 101 días. Al comienzo y al final de la incubación se midió la concentración de calcio, magnesio, potasio y sodio, así como los contenidos totales de carbono orgánico y nitrógeno. Se evaluaron indicadores de las comunidades de microorganismos como la actividad de las enzimas β-glucosidasa y fosfatasa alcalina además de la estimación de biomasa microbiana mediante conteo. En una incubación paralela se observó la evolución de la respiración del suelo a través de trampa de NaOH.

Se observaron comportamientos diferenciales para los suelos evaluados entre los que se puede destacar una inmovilización neta de NO₃ de 28,4 kg N. ha⁻¹ en el suelo de invernáculo y una mineralización neta de 11,0 kg N. ha⁻¹ en el suelo de chacra frente a la aplicación de la misma dosis de fermentado ácido láctico. En el suelo de invernáculo se observó un aumento del pH_{H2O} del suelo al aplicar el fermentado ácido-láctico, mientras que en el suelo de chacra no. Mientras tanto, la aplicación del material aumentó significativamente los niveles de magnesio y potasio en ambos suelos.

Para los niveles de sodio y conductividad eléctrica no se observaron diferencias significativas frente a la aplicación del fermentado ácido láctico en ninguno de los casos.

Respecto a la respiración, ambos suelos mostraron un aumento en la respiración de ambos suelos como resultado de la aplicación del material estabilizándose a los 76 días.

Palabras clave: fermentado ácido-láctico, enmienda orgánica, microbiología de suelo

Abstract

Lactic acid fermentation is presented as an alternative technique for organic waste processing, although little literature exists on the effects of applications to the soil. The aim of this work was to evaluate the evolution of different chemical and microbiological soil properties after the material's addition.

For this purpose, a 101-day laboratory soil incubation experiment was carried up, which included two contrasting soil conditions (greenhouse soil and farm soil) and three doses of material (0, 8.8 and 17.6 Mg. DB. ha⁻¹). Prior to incubation, soils and available materials were characterized. Destructive samples were taken at incubation days 7, 14, 28, 56 and 101 to determine inorganic nitrogen concentrations in the form of NO₃ and NH₄, pH_{H2O} and electrical conductivity. Concentrations of calcium, magnesium, potassium and sodium, as well as organic carbon and nitrogen total contents were measured at the beginning and at the end of incubation. Soil microorganism community's indicators were evaluated, such as β-glucosidase and alkaline phosphatase activity, in addition microbial biomass estimation by counting., Soil respiration evolution was observed through a NaOH trap in a parallel incubation.

Differential behaviours were observed for evaluated soils, including NO₃ a net immobilization of 28.4 kg N. ha⁻¹ in the greenhouse soil and a net mineralization NO₃ of 11.0 kg N. ha⁻¹ in the farm soil with fermented material applied in the same dose. In greenhouse soil, a pH_{H2O} increase was observed when applying the material, while in farm soil there was not. Meanwhile, the application of the material significantly increased the levels of magnesium and potassium in both soils.

No significant differences were observed for sodium levels and electrical conductivity with the adding of the fermented lactic acid in any case.

An increase in respiration in both soils was observed as a result of the application of the material, stabilizing after 76 days.

Keywords: lactic acid fermentation, organic amendment, soil microbiology

1 Introducción

La gestión de los residuos orgánicos en Latinoamérica presenta un reto. A pesar de que el compostaje se presenta como una respuesta y Uruguay ha tenido desarrollo en los últimos años al respecto, el compostaje en pilas presenta algunas limitantes como: la duración del proceso, la liberación de olores y las dificultades de incorporar el proceso en algunas actividades productivas (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2010; Jorge et al, 2018).

Una alternativa para el procesamiento de los residuos orgánicos, especialmente restos de comida, surge de una técnica de Asia conocida como *bokashi*. El *bokashi* consiste en un sustrato orgánico que provee de energía y un inóculo basado en microorganismos benéficos que se desarrollan en ambientes anaeróbicos y ácidos como resultado de la fermentación del sustrato (Olle, 2021). El principio general presenta ventajas frente al compostaje entre los que se destacan una mayor velocidad de procesamiento, menor restricción frente a los materiales a procesar y un alto potencial para su uso como enmienda orgánica por los efectos sobre la materia orgánica del suelo (MOS) (Footer, 2013; Olle, 2021).

El rol de la MOS sobre la sostenibilidad de la producción vegetal se conoce por al menos 200 años (Feller et al., 2012). Además, en los últimos años ha cobrado visibilidad, especialmente mediante la adopción de buenas prácticas de manejo en agroecosistemas debido a su potencial para la mitigación del cambio climático a través de la fijación de CO₂ en el suelo (Lal et al., 2018).

Las comunidades de microorganismos (m.o.) del suelo juegan un rol fundamental en la regulación de las dinámicas de la MOS y la disponibilidad de nutrientes. Hay evidencias de que distintas medidas de manejo del suelo pueden afectar la estructura y actividades de estos m.o. (Brussaard et al., 1990). Una de las formas de medir la actividad de estas comunidades, específicamente las heterótrofas, es mediante la medición de la respiración. Los flujos de CO₂ también dependen de la disponibilidad de fuentes de C solubles, y las tasas de respiración están vinculadas a la composición y cantidad de materia orgánica que se incorpora al suelo (Wardle et al., 2004).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la idoneidad de los residuos de cocina domiciliarios procesados mediante fermentación ácido-láctica como enmienda orgánica.

2 Revisión Bibliográfica

2.1 Gestión de los residuos orgánicos

Al sitio de deposición final “Felipe Cardozo”, principal destino de los residuos del área metropolitana de Montevideo, llegan alrededor de 1800 Mg.día⁻¹ de residuos sólidos urbanos a los que se suman unas 100 Mg.día⁻¹ de residuos vegetales y 390 Mg.día⁻¹ de otros orígenes (Cempre, s.f.). De los residuos sólidos urbanos entre un 9,13% y un 43% corresponde a materia orgánica y podas según distintos informes (LKSUR, 2013; Pardo et al., 2017). Esto se traduce en al menos 150,64 Mg.día⁻¹ o 54.985 Mg.año⁻¹ de residuos valorizables mediante el reciclaje de nutrientes.

A nivel nacional, la disposición en rellenos sanitarios junto con la incineración de desechos libera un estimado de 13,4 Gg¹ de CO₂ y 39,5 Gg de CH₄ a la atmósfera cada año y solo representan un 3,4% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero nacionales (Zilli et al., 2019). No obstante, utilizando el potencial de calentamiento global a 100 años del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático las emisiones del procesamiento de los desechos equivalen a 842,9 Gg de CO₂-eq y son equiparables a las emisiones totales de un país como Cabo Verde en un año (Organización de las Naciones Unidas [ONU], s.f.; Ritchie et al., 2024). En Uruguay existen proyectos demostrativos de captura y quema de metano en dos sitios de disposición final, ubicados en Las Rosas (Maldonado) y en el propio relleno sanitario Felipe Cardozo a través del Mecanismo para el Desarrollo Limpio del Proyecto de Kioto (Ministerio de Industria Energía y Minería [MIEM], 2020).

Además de las dificultades ya mencionadas respecto a las emisiones de gases de efecto invernadero, aún los rellenos sanitarios técnicamente adecuados despiertan preocupaciones ambientales y sanitarias, como pueden ser el escurrimiento o percolación de lixiviados contaminando cursos de agua superficiales y subterráneos y/o la proliferación de vectores de enfermedades. En este contexto el compostaje se presenta como una alternativa viable para el manejo de residuos orgánicos, incluso entrando dentro de los proyectos abarcados por el mencionado mecanismo del Proyecto de Kyoto (CEPAL, 2010).

A nivel nacional el compostaje de residuos orgánicos ha tomado mayor relevancia en los últimos años, pasando de una a cinco plantas de compostaje formales entre 2010 y 2020

¹ 1 Gigagramo (Gg) = 1.000 Megagramos (Mg) = 1.000.000 Kilogramos (Kg)

(Benzano & Zaha, 2020). En el área metropolitana de Montevideo destacan tres unidades de compostaje a cielo abierto las cuales procesan en conjunto un aproximado de 44.109 Mg de residuos cada año y todas se concentran en el procesamiento de residuos agro-industriales y realizado mediante la técnica de camellones o pilas (MIEM, 2020). La única planta que procesa desechos domésticos es la de T.RES.OR, la cual mediante un convenio con el servicio Compost Ciudadano realizan un tratamiento diferencial a los residuos de 450 hogares de Montevideo (Ronca, 2020). No obstante, las plantas de compostaje y especialmente en pilas, presentan ciertas dificultades que han desestimulado su desarrollo masivo. Desde las limitantes técnicas se puede argumentar que se trata de un proceso con una extensa duración, pudiendo llegar a tardar hasta 7 meses dependiendo del tamaño de las pilas (Jorge et al., 2018). La liberación de malos olores atribuible en mayor medida al ácido sulfhídrico y a compuestos con grupo funcional tiol, incluso en bajas concentraciones suele ser uno de los argumentos en contra de estos procesos (Chen et al., 2012). También se encontró que la liberación de olores puede estar asociada a pH bajo y a la concentración de compuestos orgánicos volátiles (Sundberg et al., 2013). A nivel de los países de América Latina y el Caribe existen problemas de sostenibilidad económica de las plantas de compostaje industriales, que fallan al evaluar las necesidades y tamaño de la demanda de sus productos, y en cuantificar el valor de su actividad más allá de la venta de dichos productos finales (Sáez et al., 2014).

En el ámbito local se ha encontrado cierta resistencia a la instalación de plantas de compostaje a cielo abierto, entre otras razones por la preocupación sobre el efecto que podrían tener en la calidad del agua subterránea, la proliferación de enfermedades y vectores y la presencia de mal olor (“Vecinos de Juanicó recolectan firmas...”, 2023). Desde el punto de vista de productores de frutas y hortalizas se han mencionado limitantes a la hora de realizar el compostaje en pilas dentro de los predios como pueden ser la dedicación de tiempo a la labor de aireado de las pilas, el riesgo de que el material fresco atraiga a plagas de los cultivos y roedores o la escasez de espacio.

2.2 El fermentado de los residuos como alternativa

Aunque la composición de los residuos de alimentos varía dependiendo de diversos factores socioculturales, existen características que pueden ser generalizadas para este tipo de fuente de materia orgánica. Los residuos de alimentos están principalmente compuestos por carbohidratos, con bajas proporciones de compuestos ligno-celulósicos y pueden estar formados por un 15 a 25% de proteínas y un 13 a 30% de lípidos. Estas características han

hecho a los restos de alimentos una fuente viable para diversos procesos de digestión anaeróbica incluyendo la fermentación ácido láctica (Capson-Tojo et al., 2016). Sin embargo, existen discusiones acerca de la sistematización y la calidad de los datos referentes a composición de residuos lo cual debería incentivar los estudios locales (Lebersorger & Schneider, 2011).

El principio general de procesar residuos orgánicos a través de la fermentación presenta ventajas frente al compostaje tradicional como pueden ser: mayor velocidad de degradación, menor restricción frente a los materiales a procesar, ausencia de problemas por insectos o roedores o ausencia de pérdidas de nutrientes por lixiviación (Footer, 2013; Hitman et al., 2013). A la filosofía tradicional de producción natural coreana se le atribuye un tipo de compostaje en el que se fermentaban restos de pescado junto con otros materiales como estiércol de animales en medios semi-anaeróbicos, utilizando un inóculo de m.o. nativos al que se denominó *bokashi* (Footer, 2013).

La aplicación del *bokashi* se popularizó junto con la expansión del uso de los microorganismos eficientes (EM), ya que para amplificar sus efectos benéficos en el suelo se recomienda aplicarlos junto con materia orgánica rica en nutrientes (Higa, 2002). Basándose en las interacciones entre microorganismos, suelo y plantas, T. Higa desarrolló en la década de 1980 una serie de cultivos mixtos de m.o. a los que denominó EM. Dentro de las combinaciones que registró se encuentran bacterias fotosintéticas, actinomicetos y hongos; un cultivo de diversas bacterias fotosintéticas y un cultivo a base de *Lactobacillus* y otros organismos ácido lácticos. Los beneficios de la aplicación de estos EM (solos o en conjunto con materia orgánica) sobre el suelo y los cultivos son descritos por Higa y Wididana (1989) e incluyen la inducción de la supresividad de los suelos frente a patógenos, la liberación de compuestos orgánicos solubles que pueden ser absorbidos por las plantas, la solubilización de nutrientes previamente indisponibles para los cultivos y mejoras en el balance de las poblaciones de m.o. en los suelos. A pesar de que los efectos de los EM registrados por Higa han sido difíciles de aislar frente a otros efectos asociados con la aplicación de compuestos ricos en materia orgánica (Higa & Parr, 1994; Mayer et al., 2010), el esfuerzo de aplicar algunos principios de los sistemas naturales sobre los sistemas agrícolas ha incentivado a la investigación en esa dirección.

Chavez-Rico et al. (2022) evaluaron las características fisicoquímicas de enmiendas orgánicas producidas a partir del mismo sustrato pasando a través de un compostado aeróbico,

fermentación ácido láctica o digestión anaeróbica. En sus resultados observaron niveles más altos de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT) y P en las enmiendas procesadas en ambientes reductores (fermentado ácido láctico y digestión anaeróbica). Christel (2017) comparó los efectos de la aplicación de compost tradicional y vermicompost con los de la aplicación de EM Bokashi generado a partir de restos de alimentos. Entre los resultados, encontró una alta proporción de nitrógeno en forma de amonio, lo cual coincide con lo descrito por Yamada y Xu (2008). Christel (2017) también describió al EM Bokashi como una fuente más duradera de nitrógeno disponible, observó una mayor disponibilidad de Fe y Mn, y una utilización de fuentes de carbono por parte de los m.o. diferentes en comparación a las alternativas. La liberación más duradera de N coincide con un estudio realizado por Boechat et al. (2013) en el que se observó una mayor mineralización de N en distintos materiales inoculados con EM Bokashi, especialmente en los materiales con más C lábil. En otro estudio se han observado también efectos sobre la disponibilidad de Mg en conjunto con cambios de pH, pero han sido atribuidos a la cal que se añadió a la preparación del EM Bokashi (Lima et al., 2015). Gómez-Velasco et al. (2014) evaluaron la aplicación de tres enmiendas orgánicas sobre diferentes indicadores, mediante los que pudieron concluir que la fertilización orgánica generó un aumento en la actividad de algunas enzimas del suelo y crecimiento de micorrizas, pero no pudieron asignar estos efectos al bokashi. Independientemente de los efectos de los EM afirmados por T. Higa, la aplicación del producto de la fermentación ácido láctica posee potencial como enmienda orgánica por sus efectos sobre la MOS.

2.3 MOS y el uso de enmiendas

Desde los tratados de Albrecht Daniel Thaer sobre el humus en 1809 existen conceptos claros, aunque carentes de verificación, entre los pensadores occidentales acerca de los efectos de la MOS sobre la nutrición de las plantas. Este autor sugirió que los cultivos comerciales podrían ser sustituidos por algún cultivo forrajero con el fin de mantener la fecundidad del suelo en sus niveles iniciales, siendo probablemente uno de los primeros interesados en la sostenibilidad de la producción agropecuaria (Thaer como se cita en Feller et al., 2012). Entre los principales efectos agronómicos del aumento de la MOS se encuentra la mejora en las características físicas de los suelos, aportando estabilidad a través de la formación de agregados y sus efectos sobre la porosidad y la distribución de tamaños de los poros. Existe discusión acerca de cuál es la magnitud del efecto que puede tener, a través de los cambios

en la estructura, sobre la capacidad de retención de agua disponible del suelo. Otro de los beneficios del aumento de la MOS sobre la productividad de los cultivos es la capacidad de suministro de nutrientes, principalmente por las fracciones más lábiles (Lal, 2020). Además, desde el lanzamiento de la iniciativa '4 por 1000' durante la COP21² en 2015 ha cobrado visibilidad el potencial que la fijación de CO₂ en el suelo tiene como medida para combatir el cambio climático (Suelos para la Seguridad Alimentaria y el Clima, 2023). El secuestro del CO₂ de la atmósfera en el suelo ocurre cuando a través de prácticas de manejo y cambios en el uso del suelo, se produce una variación neta positiva de la MOS (Lal et al., 2018).

Benintende et al. (2017) validaron a nivel regional la idoneidad de diversas variables para formar un grupo básico de indicadores de la calidad del suelo, utilizando como criterio de selección: la consistencia en la dirección del cambio frente a perturbación, la alta sensibilidad a prácticas de manejo, la baja sensibilidad a cambios climáticos de corto plazo, la sencillez de medición y los costos. Entre las cuatro variables que mejor se ajustan a estos criterios se encontró el contenido de C orgánico del suelo, junto con el potencial de mineralización de N, el carbono de la biomasa microbiana y el N total del suelo.

Las pérdidas de MOS en los suelos bajo producción hortícola del sur de Uruguay, han sido reportadas por García de Souza et al. (2011). En este estudio se observó que en 14 de 16 predios analizados los valores de COS se encontraban entre 31 y 44% por debajo de la condición de referencia al comienzo del experimento. En este mismo estudio se observó el efecto positivo que algunas prácticas de manejo como la rotación de cultivos, la incorporación de abonos verdes y estiércol de animales tuvieron sobre el COS, siendo notorio el efecto en suelos degradados con menores porcentajes de MOS.

Aunque las enmiendas orgánicas tienen potencial para el aumento de la MOS existen riesgos ambientales como la contaminación por exceso de nutrientes, la presencia de organismos patógenos, la acumulación de metales pesados y la acidificación o salinización de los suelos. Por lo tanto, es necesario evaluar sus características antes de hacer aplicaciones, para lo que existen guiamientos en el caso del uso de residuos en los sistemas de producción de Uruguay. (Del Pino et al. 2013; Urra et al., 2019). Es por esto que se ha advertido sobre los posibles efectos negativos que la aplicación de cama de pollo como enmienda orgánica pueda tener sobre la sodicidad, salinidad y la acumulación de P disponible en los suelos

² Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 2015.

(Alliaume et al., 2014; Barbazán et al., 2011). Este tipo de enmienda es muy común en la producción de hortalizas del sur y consiste en estiércol de pollo normalmente mezclado con cáscara de arroz proveniente de criaderos. Las dosis de aplicación utilizadas pueden llegar a ser de hasta $31 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ y pueden tener contenidos de $13,4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de P y $2,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Na (Barbazán et al., 2010; Barbazán et al., 2011). Las enmiendas orgánicas también pueden utilizarse como suministro de nutrientes para los cultivos, pero estos nutrientes deben mineralizarse antes de encontrarse disponibles. Por un lado, la fracción del N presente como NH_4 se encuentra expuesta a la nitrificación formando NO_3 o la pérdida por volatilización, ambos procesos mediados por los microorganismos (Griffin & Honeycutt, 2000). Otro proceso del que depende la disponibilidad de N es la proporción de este elemento que es inmovilizado por los propios microorganismos del suelo pasando a formar su biomasa. Este proceso suele estar bien relacionado con la relación C:N presente en el material, aunque no es el único determinante. En enmiendas líquidas formadas a partir de residuos de alimento, sin un proceso de estabilización previo se observó que ni la relación C:N ni el N total fueron buenos estimadores de la tasa de mineralización, posiblemente debido a los carbohidratos lábiles presentes (Lazicki et al., 2020).

Las interacciones de la MOS con la matriz del suelo es el factor más influyente en la estabilidad de la MOS a largo plazo, pero la formación de la MOS está regulada por la eficiencia con la que los m.o. pueden convertir los sustratos en los diferentes compuestos que necesitan para su desarrollo, en comparación con la cantidad de materia que mineralizan. Esta eficiencia del uso de los sustratos es afectada por la calidad y cantidad del sustrato, las condiciones climáticas, el pH y los niveles de N (Cotrufo et al., 2013). Chavez-Rico et al. (2023) mezclaron las enmiendas orgánicas, descritas en un estudio anterior (Chavez-Rico et al., 2022), con un preparado de suelo modelo a una razón del 1,23% del peso seco del suelo y observaron niveles de respiración del suelo dos órdenes de magnitud mayor en tratamientos de fermentación y digestión anaeróbica que en el compostado aeróbico. También identificaron que los valores de mineralización de C estaban más correlacionados con los niveles totales de C en las enmiendas que con los niveles de C solubles obtenidos a través de extracto acuoso.

2.4 Indicadores microbiológicos de la salud del suelo

En la base del constante esfuerzo para desarrollar prácticas agrícolas más sostenibles y seguir los efectos de manejos como enmiendas orgánicas y abonos verdes, se encuentra la búsqueda de mejores indicadores de la salud del suelo. En este sentido la evaluación de los organismos

del suelo a través de su abundancia, diversidad y estabilidad de sus comunidades cumple con varios criterios relevantes para un buen indicador (Doran & Zeiss, 2000). En los últimos años se ha dado un crecimiento en el desarrollo de investigación relacionada con indicadores microbiológicos de la calidad del suelo, principalmente concentrada sobre la MOS, la biomasa microbiana y la actividad enzimática (Bonilla-Bedoya et al., 2023).

Las enzimas en los suelos provienen principalmente de los m.o. y hacen de intermediarias en diversos procesos metabólicos (Tabatabai, 1994). Las glucosidasas son un grupo de enzimas que se encargan de hidrolizar carbohidratos para producir glúcidos de bajo peso molecular, los cuales son la principal fuente de energía para los m.o.; De este grupo de enzimas se puede destacar la β -glucosidasa (EC 3.2.1.21) ya que está involucrada en el último paso limitante de la degradación de la celulosa (Acosta-Martínez et al., 2007). Otras enzimas importantes en las dinámicas de los nutrientes en el suelo son las fosfatasas, ya que se conocen por hidrolizar una gran variedad de monofosfoésteres y cumplir un rol importante en la mineralización del P orgánico en el suelo (Tabatabai, 1994). La enzima más estudiada de este grupo es la fosfatasa ácida (EC 3.1.3.2), aunque la fosfatasa alcalina (EC 3.1.3.1) ha comenzado a tomar relevancia en los últimos tiempos debido al pH del suelo al que cada una tiene su actividad óptima (Colvan et al., 2001; Garg & Bahl, 2008). La actividad de estas enzimas clave en procesos metabólicos del suelo han sido identificadas como indicadores rápidos y estables ante cambios de manejo (Montañez et al., 2019; Ndiaye et al., 2000).

Recientemente también ha cobrado interés la evaluación directa de los cambios que la aplicación de enmiendas orgánicas pueda tener sobre las comunidades de m.o. y las interacciones entre estos, principalmente a través de la biología molecular (Ling et al., 2016; Luo et al., 2022; Schmid et al., 2018). Otra forma de evaluar directamente la composición de las comunidades de microorganismos es mediante la determinación de la biomasa por conteo (Babiuk & Paul, 2011; Ingham & Klein, 1984). Esta técnica ha sido utilizada para evaluar distintos manejos del suelo como el uso de técnicas de laboreo diferenciales (Beare et al., 1992; Leskovar et al., 2016) o luego de la aplicación de bio-carbón como enmienda orgánica (Pressler et al., 2017).

Frey et al. (2004) encontraron una disminución de la relación hongo:bacteria debido a una reducción de la biomasa fúngica en suelos de bosques templados luego de la fertilización nitrogenada continua, así como una disminución de fenol-oxidasa (involucrada en la degradación de la lignina). La asimilación de NO_3 está fuertemente asociada con las bacterias

del suelo y no tanto con los hongos, ya que las primeras pueden presentarse en micrositios con alto contenido de C y baja disponibilidad de NH_4 (Myrold & Posalvatz, 2007). Bailey et al. (2002) encontraron una mayor actividad de la biomasa bacteriana por sobre la biomasa fúngica en suelos con prácticas de laboreo intensivo, además de una correlación entre el secuestro de carbono en sitios de baja perturbación y la actividad de la biomasa fúngica.

3 Materiales y métodos

3.1 Suelos utilizados

Se seleccionaron dos condiciones de suelo representativas de la producción hortícola del sur del Uruguay (García De Souza et al., 2011). Por un lado, se tomó suelo de una chacra hortícola de 1,52 ha ubicada a 10 km al oeste de la ciudad de Canelones (34°31'38.92"S; 56° 9'12.98"O). Se clasifica como Brunosol Eutrico del complejo indiferenciado Santa Rosa; Cañada de Prudencio; Paso de los Difuntos; Pantanoso (Dirección General de Recursos Naturales [DGRN], s.f.). Al momento de la toma de suelo se encontraba bajo un cultivo de alfalfa de primer año y posee un historial de uso para cultivo de cebolla de al menos tres años. El segundo suelo corresponde a un invernáculo de 300 m² ubicado a aproximadamente 10 km al noreste de la ciudad de Sauce (34°34'8.02"S; 56° 7'5.73"O). Entra en la clasificación de Brunosol Eutrico y forma parte del complejo indiferenciado Canelones; Pantanoso; Tala (DGRN, s.f.). Se encuentra en una rotación intensiva entre dos ciclos de tomate al año y cultivos de hoja, este último presente al momento de los muestreos.

En ambos casos se realizó una muestra con pala de corte de los primeros 20 cm de suelo, compuesta por 20 tomas al azar de aproximadamente 1 kg cada una. Los suelos fueron tamizados con una malla de 1 cm y posteriormente almacenados a 5°C hasta la instalación de las incubaciones.

Los suelos fueron caracterizados mediante la determinación de pH en agua (Thomas, 1996) y conductividad eléctrica (CE) en relación 1:1 (suelo-agua) mediante electrodo de actividad específica. Para la granulometría se determinó la arcilla por el método del hidrómetro (Forsythe, 1975) previa eliminación del COS, mientras que la arena se determinó por tamizado y pesado. Para la determinación del COS y NT se utilizó el método de Dumas o de combustión seca (Nelson & Sommers, 1996). Se aplicó el método Bray N°1 para el fósforo disponible (Bray & Kurtz, 1945). Los contenidos de cationes (Ca, Mg, K y Na) fueron determinados mediante extracción con acetato de amonio 1M neutro y posterior absorción atómica, para Ca y Mg, y espectrofotometría por emisión para K y Na (Isaac & Kerber, 1971). Los valores se presentan en las tablas 1 y 2.

Tabla 1*Características químicas de los suelos utilizados*

Suelo	pH _{H2O}	CE	P Bray	C orgánico	N total	Ca	Mg	K	Na
		dS m ⁻¹	mg kg ⁻¹	-----%-----				cmol _c kg ⁻¹	-----
Chacra	7,59	0,5	12	1,52	0,17	39,9	2,7	0,2	0,2
Invernáculo	7,79	2,6	273	0,83	0,18	13,3	6,7	1,4	10,3

Tabla 2*Caracterización textural de los suelos utilizados*

Suelo	Arena	Limo	Arcilla	Clase textural
	-----%-----			-----
Chacra	10	53	37	Franco arcillo limoso
Invernáculo	34	27	39	Franco arcilloso

3.2 Caracterización del fermentado ácido-láctico

El material fue generado a partir de residuos de alimentos de tres domicilios depositados sin tratamiento físico previo dentro de contenedores plásticos de 20 L. Una vez alcanzado el 70% de la capacidad de los contenedores se realiza una inoculación a base de *Lactobacillus spp.* (SOSEI Bioag., Canelones, UY) y se cierran herméticamente durante 6 semanas a temperatura ambiente hasta el momento del muestreo.

Se generó una muestra para cada domicilio. El muestreo para la caracterización del fermentado ácido-láctico (FAL) consistió en varias tomas de material de distintas secciones de los contenedores, hasta alcanzar una muestra de aproximadamente 0,5 kg. Posteriormente las muestras fueron trituradas y homogenizadas con una licuadora doméstica, secadas a 60°C y finamente molidas con mortero manual. Los sólidos totales (MS) fueron determinados por método gravimétrico.

En la Tabla 3 se observan las determinaciones del FAL que incluyeron: pH en agua y CE mediante electrodos de actividad específica también en relación 1:1 (FLA: agua) de forma similar a la ya descrita para los suelos, el NT se determinó mediante digestión por vía húmeda con H₂SO₄ y destilación del N por el método Kjeldahl (Mulvaney, 1996). El fósforo total (PT) se determinó posterior incineración (5 horas a 550°C), disolución de las cenizas con HCl y posterior colorimetría con ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962). El carbono orgánico (CO) se determinó por oxidación con K₂CrO₇ en H₂SO₄ a 150°C durante 30 minutos y posterior determinación colorimétrica (Mebius, 1960). Los cationes (Ca, Mg, K y Na) fueron determinados por los mismos métodos que para las muestras de suelos.

Tabla 3*Características químicas de los FAL*

Lote	MS	P _{tot}	N _{tot}	C _{org}	Relación C/N	pH _{H2O}	CE	Ca	Mg	K	Na
	%	-----g kg ⁻¹ (bs)-----					dS m ⁻¹	----cmol _c kg ⁻¹ (bs)----			
n°1	24	4,0	28,8	458,2	15,9	5,27	4,15	2,1	0,2	1,1	0,2
n°2	29	6,6	26,4	384,8	14,6	5,68	9,02	6,3	0,2	0,9	0,5
n°3	24	2,3	22,7	455,4	20,0	5,51	4,87	3,4	0,3	1,0	0,1

Nota. bs= base seca

3.3 Instalación de experimentos

Para la instalación del experimento se establecieron seis tratamientos que consistieron en dos suelos y tres dosis de FAL, homogenizado en un kilogramo de cada suelo seco, llevado a capacidad de campo. Las dosis fueron de 0; 4,4 y 8,8 g kg⁻¹ de suelo (base seca) manteniendo la dosis 0 como control. Estas dosis equivalen a 8,8 y 17,6 Mg ha⁻¹ (BS) suponiendo un horizonte de 20 cm y una densidad aparente de 1,25 g cm⁻³ (Terzaghi & Sganga, 1998). Para cada tratamiento se realizaron tres repeticiones.

Las dosis de FAL para la incubación fueron establecidas en base al contenido de nitrógeno del lote n°3, el cual fue seleccionado para los ensayos. La dosis más alta (DA) equivale a 500 kg ha⁻¹ de nitrógeno total mientras que la dosis más baja (DB) equivale a 250 kg ha⁻¹, estas cantidades se aproximaron estimando los requerimientos de un cultivo intensivo y una mineralización de un 50% en el primer año.

3.3.1 Instalación de incubación

Se realizaron incubaciones de suelo mezclado con el FAL a las dosis descritas. La temperatura se mantuvo constante durante todo el experimento a 25°C y se corrigió la humedad perdida por evaporación mediante el agregado semanal de agua destilada. Se tomaron muestras destructivas del contenido de las bandejas a los 7, 14, 28, 56 y 101 días luego de instaladas las incubaciones. En todos los muestreos se determinó el contenido de N mineral como NO₃ mediante la reacción Griess-Ilosvay (Mulvaney, 1996) y NH₄ a través de una variante del método de Berthelot utilizando 2-Phenylphenol-Nitroprusiato (PPS) como reactivo (Rhine et al., 1998), además de pH_{H2O} y CE como ya se describió para el análisis de suelo y del FAL. En los muestreos de los 7 y 101 días se midió también CO y NT mediante combustión seca; y cationes (Ca, Mg, K y Na) mediante los métodos ya mencionados.

A los 101 días de instaladas las incubaciones se determinaron indicadores microbiológicos del suelo. Se analizó la actividad de la fosfatasa alcalina (Tabatabai & Bremner, 1969) y β -glucosidasa (Tabatabai, 1994). La biomasa bacteriana y la biomasa fúngica se determinaron mediante el conteo de bacterias teñidas mediante isotiocianato de fluoresceína (Babiuk & Paul, 2011) y midiendo largo y ancho de hifas teñidas por diacetato de fluoresceína (Ingham & Klein, 1984) respectivamente. Ambos conteos fueron realizados mediante microscopía de fluorescencia.

3.3.2 *Respiración microbiana*

Al día 0 de incubación una submuestra de 50g de suelo más FAL fue colocada en un recipiente dentro de contenedores herméticos, para determinar la respiración de los m.o. mediante captura de CO_2 con NaOH 0,25M y retro-titulación por HCl 0,1M (Anderson, 1982 como se cita en Chatterjee & Acharya, 2018). Las mediciones fueron realizadas a los 3, 7, 14, 27, 41, 56, 76 y 101 días luego de la instalación del experimento. A partir del resultado de cada medición se calculó la tasa de respiración diaria dividiendo el total de CO_2 por el número de días entre las mediciones y el total acumulado de CO_2 registrado. Al momento de cada medición se permitió el intercambio gaseoso del contenedor con el exterior y se corrigió la humedad del suelo.

3.4 Diseño experimental y análisis estadístico

Los efectos de las dosis de FAL sobre la respiración, la liberación de N-NO_3 , N-NH_4 , la CE, el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ y las concentraciones de bases intercambiables, CO y NT del suelo se evaluaron mediante un modelo lineal a través de una estimación de mínimos cuadrados generalizados (Kuan, 2004) y análisis de varianza en un diseño de medidas repetidas en el tiempo, con tres repeticiones por tratamiento y bloqueando el efecto de los suelos. Para los indicadores microbiológicos las diferencias entre dosis fueron evaluadas mediante medias marginales estimadas (MME) con un p-valor de 0,05. El software utilizado para el análisis fue el entorno de cómputo estadístico y gráficos de R (The R Foundation, s.f.).

4 Resultados

Las variables escogidas para evaluar a lo largo de la incubación fueron separadas en dos grupos. Se realizó un seguimiento con intervalos de tiempo más ajustados a los factores que se esperaba tuvieran cambios significativos a lo largo de los 101 días de incubación. Por otro lado, se analizaron solamente al principio y al final de la incubación algunas variables que dependerían de los contenidos totales de elementos. Este fue el caso de las bases intercambiables, el CO y NT. Se presenta a continuación la Tabla 4 donde se aprecian las distintas fuentes de variación y la significancia de los resultados de estos últimos.

Tabla 4

Análisis de significancia de las variables medidas al comienzo y al final de la incubación

Fuente de variación	C_{orgánico}	N_{total}	Ca	K	Mg	Na
<i>Bloque Suelo (S)</i>	**	**	**	**	**	**
<i>Dosis (D)</i>	ns	ns	ns	**	**	ns
<i>Fecha de Medición (M)</i>	ns	**	ns	ns	ns	ns
<i>Interacción S x D</i>	ns	ns	**	**	**	ns

Nota. ns= Sin significancia estadística. ** P < 0.05.

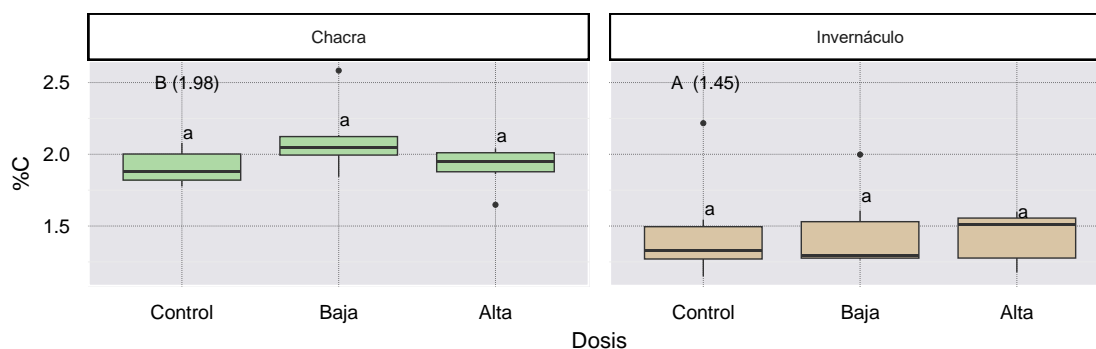
No se observaron diferencias entre las fechas de medición en la mayoría de las variables medidas al comienzo y al final de la incubación. En el único caso que si se observó un efecto significativo de la fecha fue en el NT. En el caso de las bases intercambiables que presentaron una interacción significativa entre el suelo y la dosis las diferencias fueron evaluadas aislando la variabilidad de cada suelo.

4.1 C y N

Para la variable del CO solo se observaron diferencias significativas entre suelos, donde el suelo de chacra presenta 5,3 g C.kg⁻¹ más que el suelo de invernáculo (Figura 1). Esta diferencia sería equivalente a 22,84 Mg.ha⁻¹ de MOS asumiendo una densidad aparente de 1,25 g cm⁻³ en los primeros 20 cm y 58% de C en la MOS.

Figura 1

C orgánico según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas

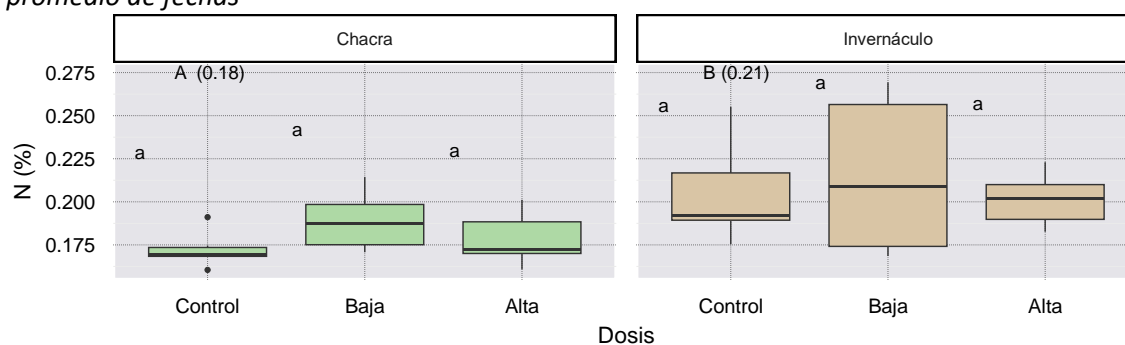


Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos. Alpha=0,05.

El NT no mostró diferencias entre las distintas dosis, aunque si entre suelos teniendo el suelo de chacra en promedio 0,027 % menos que el suelo de invernáculo (Figura 2). NT fue la única variable de este grupo que presentó diferencias significativas entre fechas de muestreo, observándose un aumento de la concentración entre el comienzo (7 días) y el final de la incubación (101 días), en ambos suelos. Se trató de un aumento promedio de 0,015 % en el suelo de chacra y de 0,041 % en el suelo de invernáculo, con tasas de aumento de entre 0,48 y 8,93 mg. kg. día⁻¹ (Tabla 5).

Figura 2

N total según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas



Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos. Alpha= 0.05

Tabla 5

Concentración media de NT y diferencias entre fechas observadas por suelo y dosis de fermentado

Dosis	Chacra			Invernáculo		
	0,0	4,4	8,8	0,0	4,4	8,8
	----- g.kg ⁻¹ -----					
Inicial (%)	0,165(a)	0,181(a)	0,171(a)	0,184(a)	0,194(a)	0,181(a)
Final (%)	0,180(b)	0,196(b)	0,186(b)	0,225(b)	0,236(b)	0,222(b)
Diferencia media (mg. kg ⁻¹)	86	166	198	358	839	45
Diferencia media (mg .kg ⁻¹ . día ⁻¹)	0,92	1,77	2,11	3,81	8,93	0,48

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis.

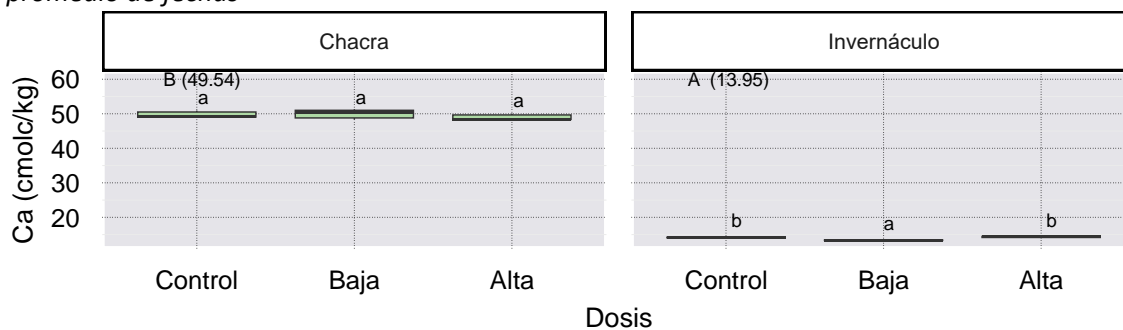
Alpha=0,05.

4.2 Bases intercambiables

Las concentraciones de Ca fueron las que mayor diferencia entre suelos presentaron. El suelo de chacra presentó contenidos altos, sobre todo en comparación al suelo de invernáculo (Figura 3).

Figura 3

Ca según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas



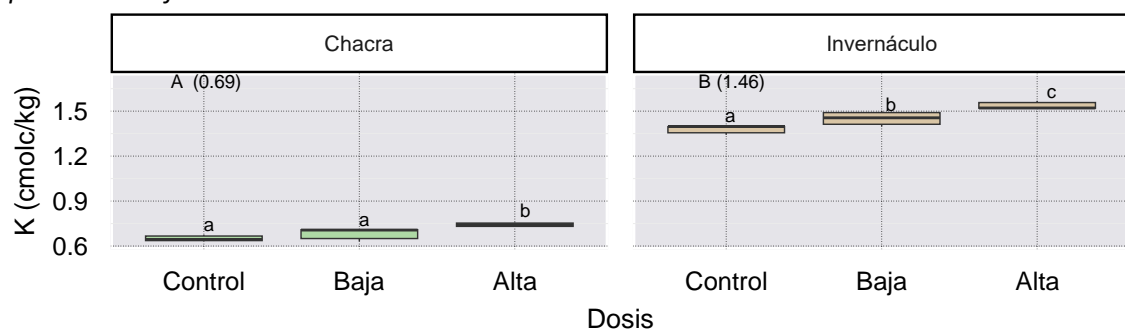
Alpha=0.05

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos.

La concentración de K presentó diferencias entre suelos, y además de diferencias entre las dosis para ambos suelos. En el suelo de chacra se da un aumento de 0,10 cmolc.kg⁻¹ entre el control y la dosis alta, mientras que en el suelo de invernáculo existe una diferencia de 0,07 cmolc.kg⁻¹ del control frente a la dosis baja y casi 0,16 cmolc.kg⁻¹ del control respecto a la dosis alta (Figura 4).

Figura 4

K según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas



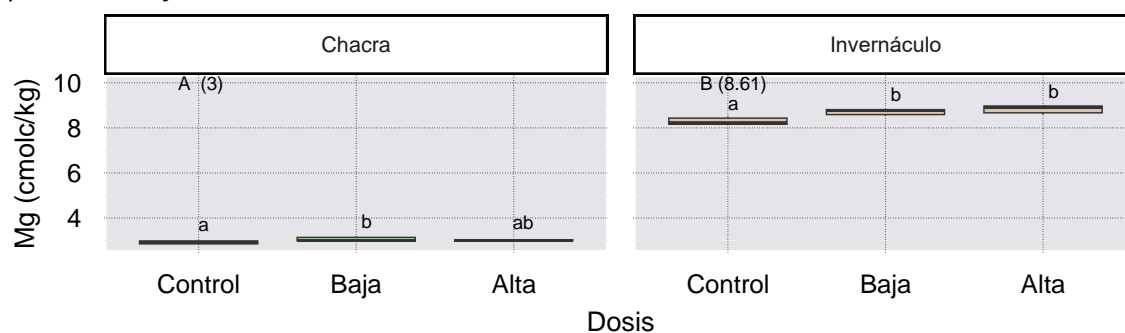
Alpha = 0,05

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos.

Las concentraciones de Mg a su vez mostraron diferencias entre suelos, así como algunas diferencias entre dosis (Figura 5). El suelo de chacra presentó una concentración promedio de 3 cmol_c.kg⁻¹ con un leve aumento de entre 0,10 y 0,14 cmol_c.kg⁻¹ entre el control y los tratamientos con FAL. Por otra parte, el suelo de invernáculo observó valores mayores de Mg con un promedio de 8,61 cmol_c.kg⁻¹ y con un aumento de entre 0,42 y 0,55 cmol_c.kg⁻¹ frente a la aplicación de FAL.

Figura 5

Mg según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas



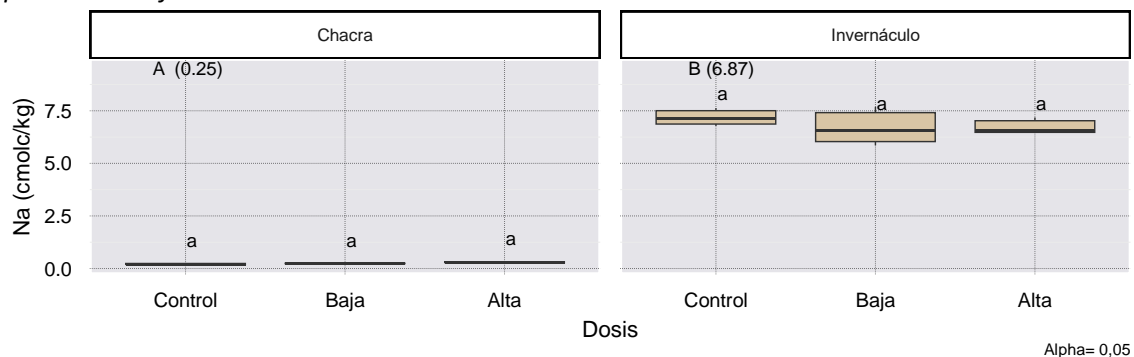
Alpha = 0,05

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos.

Los valores de Na presentaron diferencias entre los suelos, siendo mayores en el suelo de invernáculo (Figura 6). En este último, el Na ocupa en torno al 22% de las bases intercambiables medidas, mientras que en el suelo de chacra el Na solamente corresponde al 0,47% de las bases intercambiables.

Figura 6

Na según suelo (chacra, invernáculo) y dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) para el promedio de fechas



Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre suelos.

4.3 Efectos de la aplicación de FAL sobre el pH_{H_2O} , CE y concentraciones de N inorgánico en forma de NO_3 y NH_4 del suelo

Este subgrupo de variables fue evaluado en cinco fechas a lo largo de la incubación. Se hipotetizó que el pH, la CE y las formas de N inorgánico podrían estar expuestos a cambios rápidos en el suelo luego de a la aplicación del material. Esta hipótesis se confirma al observar la Tabla 6 donde se evidencia un efecto significativo de la fecha de medición para las cuatro variables, además se observaron diferencias significativas entre suelos para todas las variables analizadas. La aplicación del FAL presentó diferencias significativas frente al control para todas las variables excepto la CE, comportamiento que se repitió para la interacción entre el factor dosis y el factor suelo. Se procedió a evaluar las diferencias entre medias de forma independiente para cada suelo, lo cual permite observar en mayor detalle las distintas interacciones.

Tabla 6

Análisis de significancia para las variables pH_{H_2O} , CE, NO_3 y NH_4

Fuente de variación	pH_{H_2O}	CE	NO_3	NH_4
<i>Bloque Suelo (S)</i>	**	**	**	**
<i>Dosis (D)</i>	**	ns	**	**
<i>Fecha de Medición (M)</i>	**	**	**	**
<i>Interacción S x D</i>	**	ns	**	**
<i>Interacción S x M</i>	**	ns	ns	**
<i>Interacción D x M</i>	**	ns	ns	**

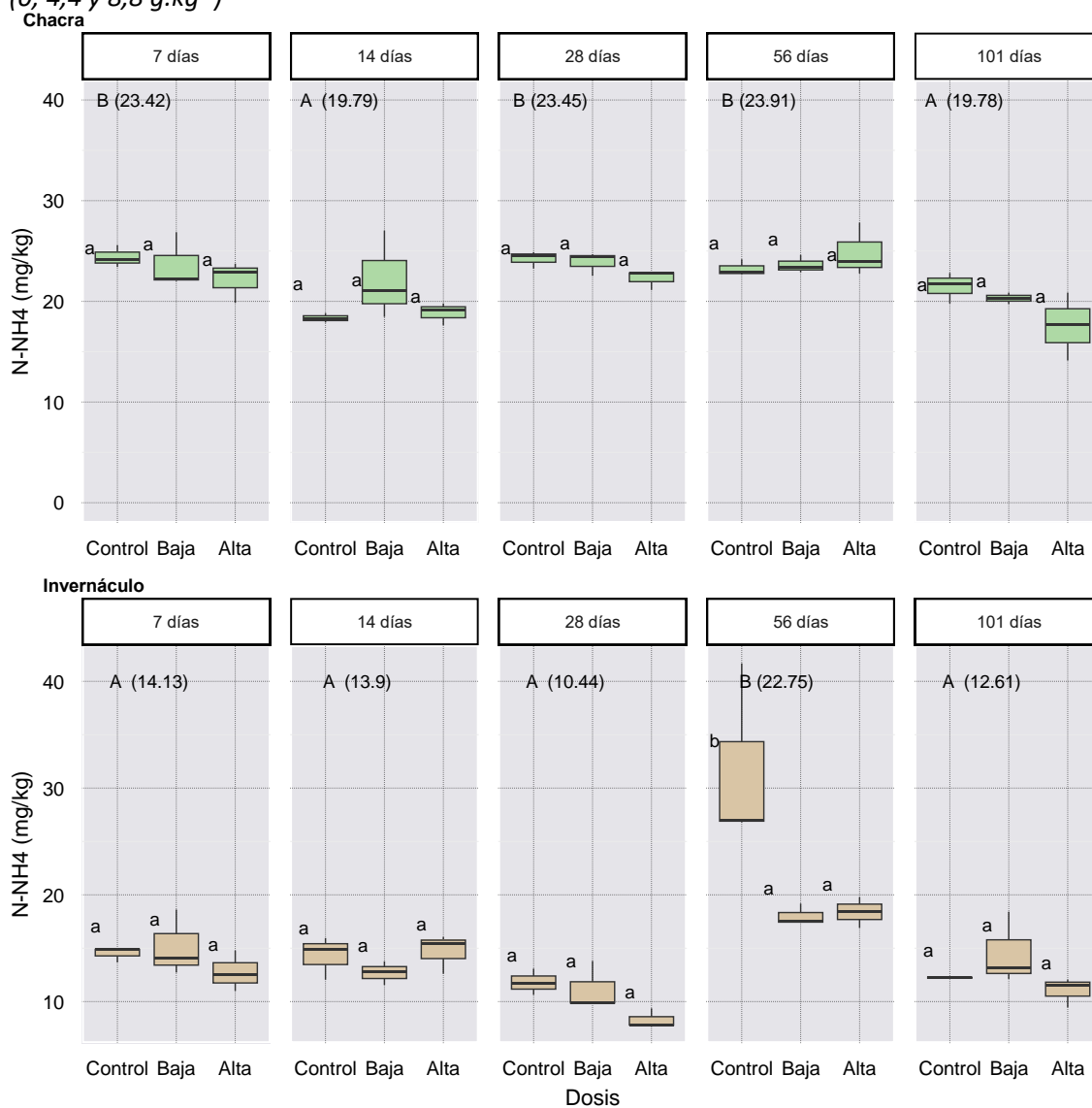
Nota. ns = Sin significancia estadística. ** $P < 0.05$.

4.3.1 Evolución en la concentración de N mineral como NH_4 y NO_3

El suelo de chacra tuvo una concentración de NH_4 superior ($22,1 \text{ mg.kg}^{-1}$) a la del suelo de invernáculo ($14,8 \text{ mg.kg}^{-1}$) para el promedio de la incubación (Figura 7).

Figura 7

NH₄ en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹)



Alpha = 0,05

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre fechas de medición.

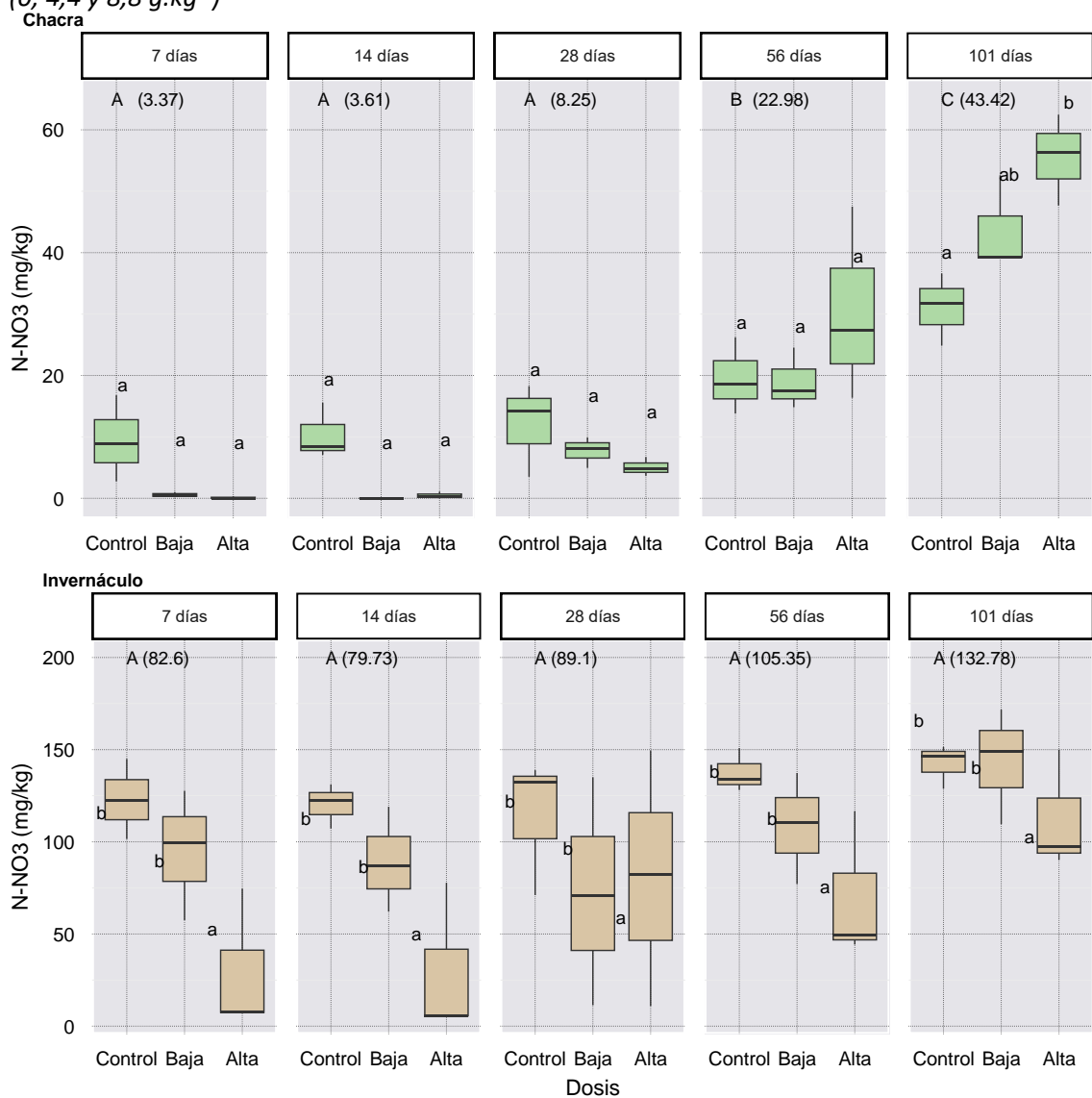
En el suelo de chacra no se observaron diferencias significativas entre ninguno de los tratamientos, aunque si se observó una tendencia a la disminución de la concentración de NH₄ en los tratamientos con FAL al final de la incubación. En este suelo se observan valores de NH₄ significativamente menores a los demás a los 14 días de incubación y a los 101 días de incubación.

El suelo de invernáculo no presentó diferencias significativas entre fechas de medición ni entre dosis, exceptuando por la medición a los 56 días de incubación en donde se observan valores significativamente mayores de NH_4 en el tratamiento de control.

Los valores promedio de NO_3 en el suelo de invernáculo fueron superiores a los observados en el suelo de chacra para todas las mediciones. En las condiciones iniciales de la incubación (Control a los 7 días) las concentraciones de NO_3 en el suelo de chacra fueron de $9,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ y en el suelo de invernáculo fue de $112,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. En el suelo de chacra se puede apreciar al comienzo de la incubación una tendencia a la disminución de los niveles de NO_3 de los tratamientos con agregado de FAL frente al control, aunque esta tendencia no arroja significancia estadística (Figura 8). A partir del día 56 de incubación dicha tendencia se revierte hasta que en la última fecha de muestreo se observan valores de NO_3 significativamente más altos en la dosis alta de FAL ($55,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) respecto al control ($31,0 \text{ mg.kg}^{-1}$). También se dio un aumento significativo de los niveles de NO_3 a partir de las mediciones a los 56 días en el suelo de chacra para el promedio de los tratamientos.

Figura 8

NO₃ en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹)



Alpha = 0,05

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre fechas de medición.

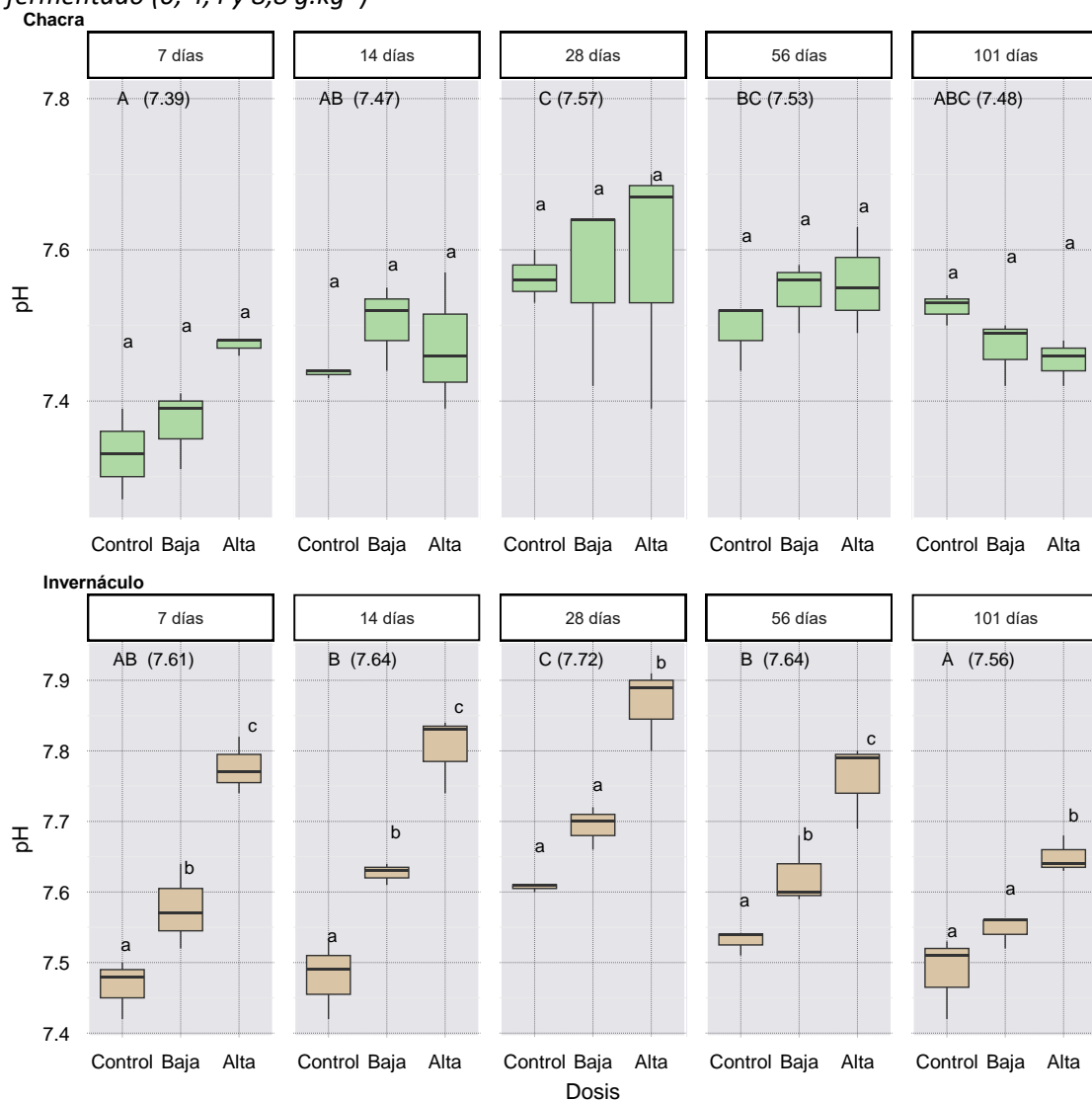
En el suelo de invernáculo se observaron valores de NO₃ significativamente menores en el tratamiento con dosis alta de FAL en todas las fechas de medición. La dosis baja de FAL mostró concentraciones de NO₃ tendencialmente menores a las del control, pero no se diferenciaron estadísticamente. A lo largo de la incubación este tratamiento también presentó una tendencia al aumento de la concentración de NO₃, pero no se observan diferencias significativas.

4.3.2 pH_{H_2O}

En las condiciones iniciales de la incubación, el control del suelo de chacra presentaba valores de pH_{H_2O} de 7,37 mientras que el suelo de invernáculo se encontraba en 7,47. El suelo de invernáculo presentó se observaron valores de pH_{H_2O} en promedio superiores a los del suelo de chacra en todas las fechas de muestreo (Figura 9).

Figura 9

pH_{H_2O} en el suelo de Chacra (arriba) y el suelo de Invernáculo (abajo) por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 $g.kg^{-1}$)



Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre fechas de medición.

En ambos suelos se da un aumento significativo de pH_{H_2O} hasta los 28 días y posteriormente un descenso hasta el final de la incubación. Para el suelo de invernáculo se observaron

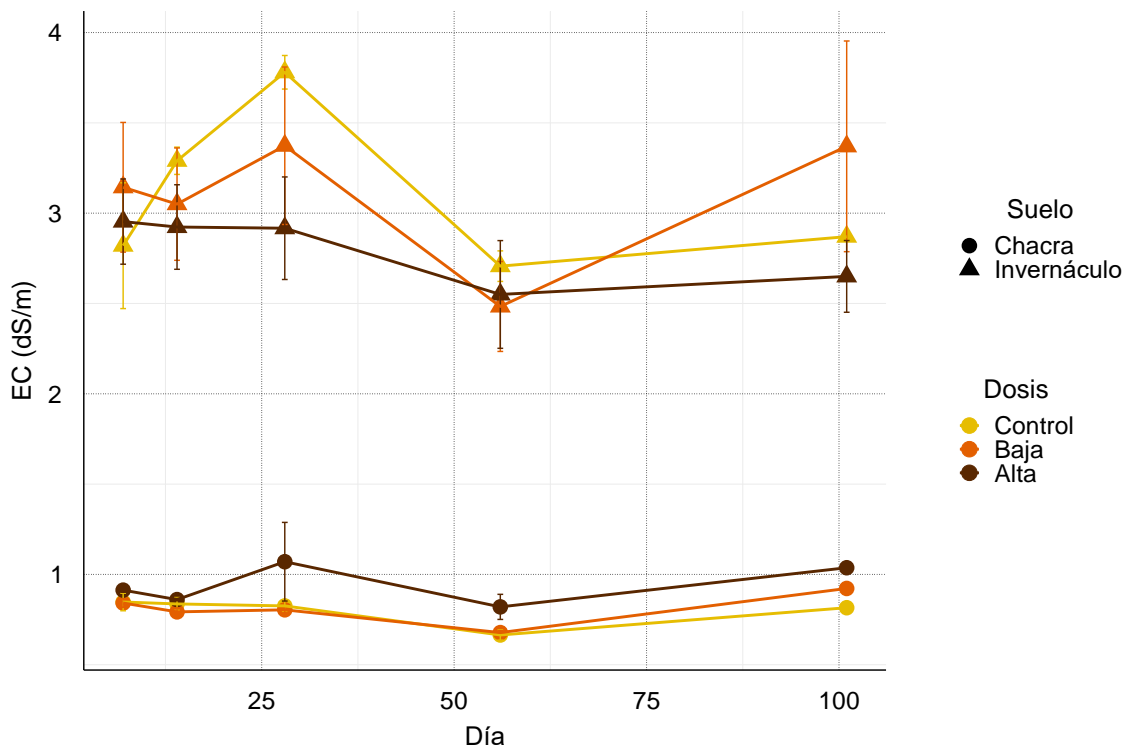
diferencias significativas entre las dosis. En todas las fechas de muestreo el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ de la dosis alta fue superior a las demás. Exceptuando los muestreos a los 28 y 101 días, la dosis baja también mostró diferencias frente al control. En el caso del suelo de chacra no se evidencian diferencias significativas entre dosis, pero si se puede observar una tendencia de aumento en función de la dosis invirtiéndose hacia el final de la incubación.

4.3.3 CE

En el suelo de invernáculo se observaron valores promedio de $2992 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$ mientras que en el suelo de chacra el promedio estaba entorno a los $834 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Figura 10). Las diferencias solamente se dieron entre suelos y no entre dosis, aunque se observa una tendencia en la última fecha de muestreo para el suelo de chacra con una diferencia de 21% entre el control y la dosis alta.

Figura 10

CE en los suelos de Chacra e Invernáculo por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).



Nota. La forma de los puntos representa el suelo: ●= Suelo de chacra; ▲= Suelo de invernáculo. Los colores representan la dosis: Mostaza=Control; Anaranjado= Dosis baja; Pardo= Dosis alta. Las barras verticales representan el error estándar.

4.4 Indicadores biológicos

Los indicadores biológicos fueron evaluados de forma independiente ya que se realizó una única determinación al final de la incubación para observar diferencias respecto al control.

Tabla 7

Análisis estadístico de las variables microbiológicas para incubaciones de suelo

Fuente de variación	<i>β-glucosidasa</i>	<i>Fosfatasa alcalina</i>	<i>Biomasa bacteriana</i>	<i>Biomasa fúngica</i>
<i>Bloque Suelo (S)</i>	ns	ns	**	ns
<i>Dosis (D)</i>	ns	ns	**	ns

Nota. ns = Sin significancia estadística. ** $P < 0.05$.

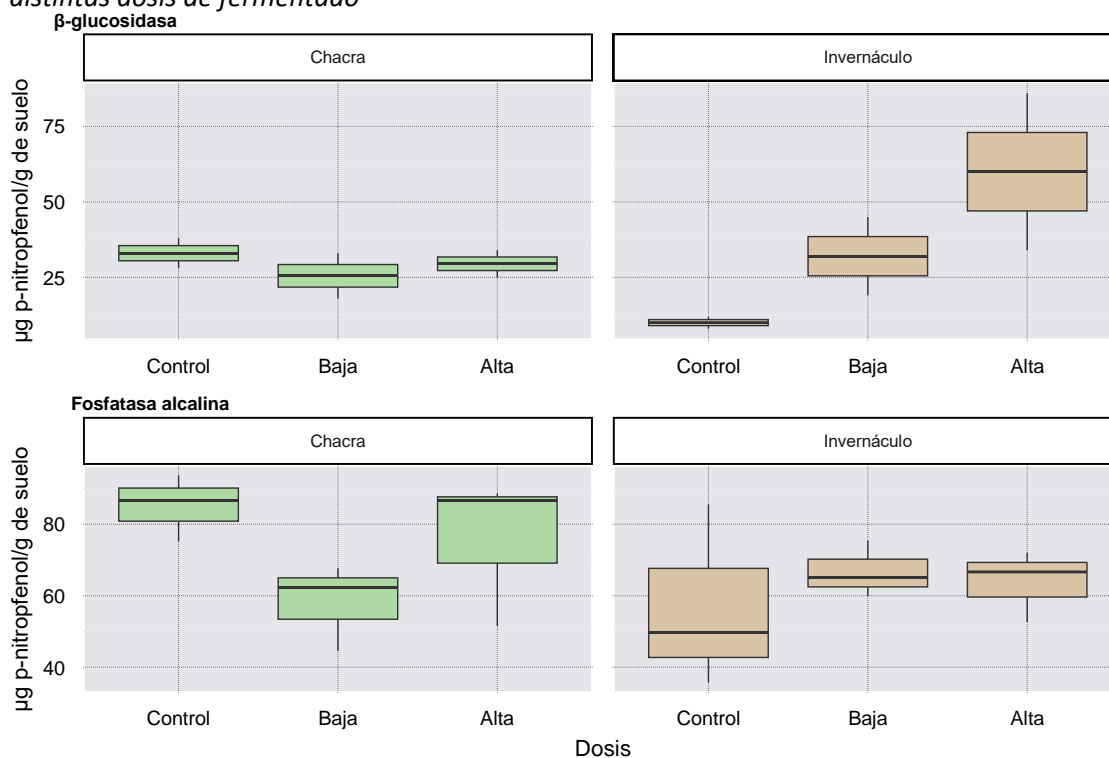
4.4.1 Actividad enzimática

Para el caso de la actividad de la β -glucosidasas no se pudieron observar diferencias significativas entre dosis o suelo. En el suelo de chacra la actividad media fue de 29,3 $\mu\text{g PNP}^3.\text{g suelo}^{-1}.\text{h}^{-1}$. En el suelo de invernáculo se observó una tendencia al aumento de esta enzima frente a la aplicación de FAL, siendo las medias de actividad de β -glucosidasa de 10, 32 y 60 $\mu\text{g PNP}.\text{g suelo}^{-1}.\text{h}^{-1}$ para el control y las dosis Baja y Alta respectivamente (Figura 11 arriba). La actividad de la fosfatasa alcalina osciló entre 35,7 y 93,7 $\mu\text{g PNP}.\text{g suelo}^{-1}.\text{h}^{-1}$ y tampoco se hallaron efectos significativos del suelo ni del tratamiento (Figura 11 abajo).

³ P-nitrophenol

Figura 11

β-glucosidasa (arriba) y fosfatasa alcalina (abajo) en los suelos de Chacra e Invernáculo a distintas dosis de fermentado

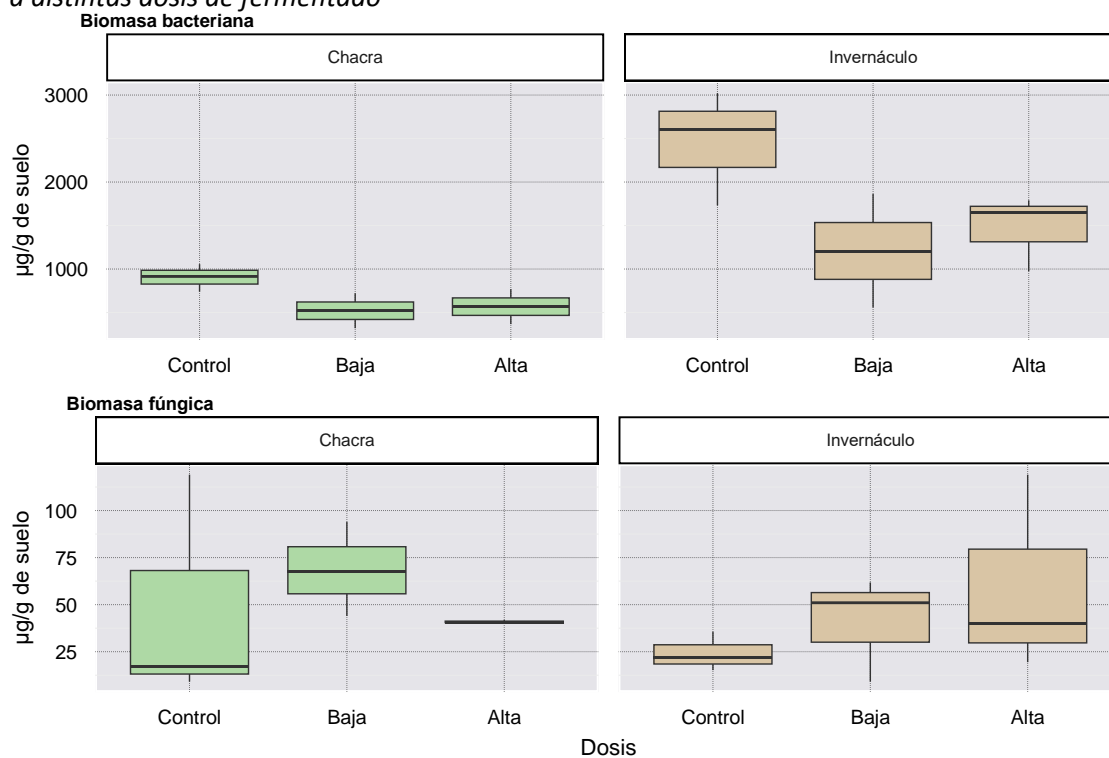


4.4.2 Biomasa de grupos de microorganismos

La biomasa fúngica obtuvo valores mínimos de 3,2 y máximos de 93,3 μ g.g suelo⁻¹ y no se observaron efectos significativos para ninguno de los factores. Por el contrario, la biomasa bacteriana si respondió significativamente a la dosis. Se observaron valores significativamente más altos en el control del suelo de invernáculo. A su vez, en el suelo de invernáculo se observaron valores 106% mayores de biomasa bacteriana para el promedio de las dosis (Figura 12).

Figura 12

Biomasa bacteriana (arriba) y biomasa fúngica (abajo) en los suelos de Chacra e Invernáculo a distintas dosis de fermentado

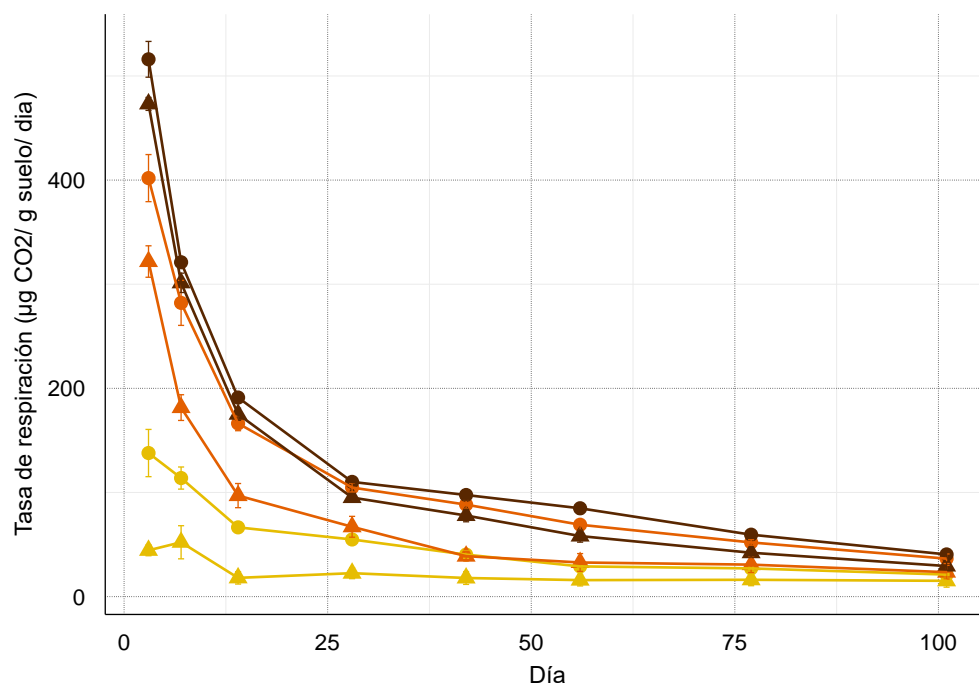


4.4.3 Respiración de los m.o. del suelo

Respecto a las tasas de respiración evaluadas a lo largo de los 101 días de incubación, estas oscilaron entre 34 y 542 $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ en la primera medición hasta 7 y 47 $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ en la medición final (Figura 13). Se observan diferencias significativas (de hasta 400 $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) entre todos los niveles de dosis hasta el día 14 de incubación. A partir de esta fecha y hasta el día 41 de incubación se diferencian los tratamientos con y sin aplicación de FAL con variaciones de hasta 250 $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. En la Figura A1, donde se observan las medias ajustadas agrupadas mediante *compact letter display*, se evidencia que a partir de la séptima fecha de muestreo (76 días) no se observan diferencias significativas en la tasa de respiración entre tratamientos y los valores son siempre menores a 100 $\mu\text{g CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Figura 13

Tasa de respiración en los suelos de Chacra e Invernáculo por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹)

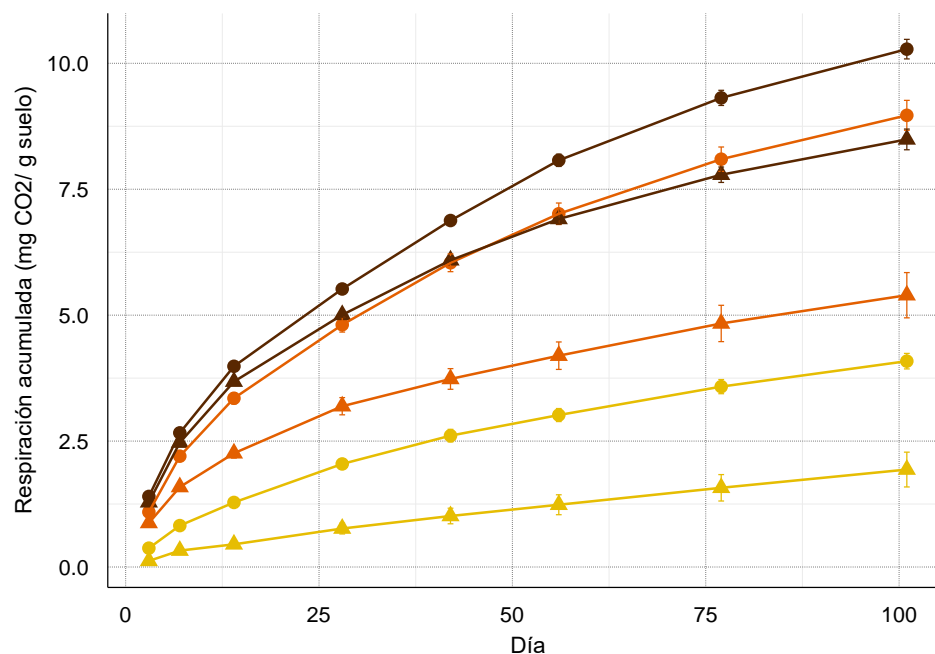


Nota. La forma de los puntos representa el suelo: ●= Suelo de chacra; ▲= Suelo de invernáculo. Los colores representan la dosis: Mostaza=Control; Anaranjado= Dosis baja; Pardo= Dosis alta. Las barras verticales representan el error estándar.

La respiración total fue superior para todas las dosis respecto al control (Tabla 8). Se observaron niveles de respiración promedio superiores en el suelo de chacra (7,78 mg CO₂. g de suelo⁻¹) que en el suelo de invernáculo (5,27 mg CO₂. g de suelo⁻¹) (Figura 14).

Figura 14

CO_2 respirado acumulado en los suelos de Chacra e Invernáculo por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 $g.kg^{-1}$)



Nota. La forma de los puntos representa el suelo: ● = Suelo de chacra; ▲ = Suelo de invernáculo. Los colores representan la dosis: Mostaza=Control; Anaranjado= Dosis baja; Pardo= Dosis alta. Las barras verticales representan el error estándar.

Se puede observar en la Tabla 8 que la cantidad total de C respirado en todos los casos representa entre el 39 y el 62% del carbono incorporado con la enmienda. Tiende a darse una mayor proporción de respiración del C añadido en la dosis baja que en la dosis alta para ambos suelos.

Tabla 8

Respiración acumulada en relación a la cantidad de enmienda agregada

Suelo	Chacra			Invernáculo			
	Dosis	Control	Baja	Alta	Control	Baja	Alta
		\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}
Respiración total ($mg CO_2.g^{-1}$ suelo)		4,09 (ab)	8,97 (c)	10,2 (c)	1,93 (a)	5,40 (b)	8,49 (c)
C total ($mg C.g^{-1}$ suelo)		1,24	2,73	3,13	0,59	1,64	2,58
Respiración inducida por enmienda ($mg C.g^{-1}$ suelo)			1,49	1,89		1,05	1,99
Proporción del carbono añadido respirado			62%	39%		44%	42%

Nota. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Alpha= 0,05.

5 Discusión

5.1 Carbono orgánico y respiración del suelo

Se evidenciaron diferencias en los contenidos de CO entre los suelos evaluados (Figura 1). Si se utiliza el indicador de proporción del carbono actual potencialmente mineralizable descrito por Dogliotti et al. (2012) utilizando la ecuación del carbono estable que nos permite estimar el CO poco disponible para los m.o. (Rühlmann, 1999) y suponiendo un 2,8% de CO en condiciones prístinas para estos suelos, se observa que el suelo de invernáculo solamente mantiene un 26% del CO original potencialmente mineralizable mientras que el suelo de chacra conserva el 61%. Esta pérdida de MOS puede ser debido a la diferencia en la intensidad del uso y laboreo de los suelos.

El suelo de chacra presentó niveles de respiración superiores a los del suelo de invernáculo para cada dosis, incluso en el control (Figura 14), lo que se relaciona con el estado de degradación del segundo y la menor proporción de materia orgánica mineralizable disponible. Los valores de las tasas de respiración coinciden con otros estudios que evaluaron enmiendas con relaciones C/N similares (Nguyen et al., 2016), así como el tiempo en que tarda la estabilización de la enmienda. La proporción del C añadido que fue mineralizado fue de entre 39 y 62%, tendiendo a ser mayor en las dosis bajas de ambos suelos (Tabla 8). Estos datos se encuentran dentro de las magnitudes de mineralización de materiales con baja relación C/N en otros estudios (Janssen, 1984; Takata, 2020). La proporción del C añadido respirado fue mayor en la dosis baja del suelo de chacra, pero no mostró diferencias marcadas frente al suelo de invernáculo, indicando que las diferencias en la respiración estuvieron principalmente explicadas por los contenidos de MOS disponible a la degradación presente en los suelos. Desde el punto de vista de las emisiones de GEI, el CO₂ proveniente de la degradación de la materia orgánica es considerado como neutro ya que no provienen de combustibles fósiles. Las emisiones más relevantes son las generadas en forma de CH₄ y N₂O debido a su potencial mayor de calentamiento global. Podemos afirmar que la producción de CO₂ es deseable por encima de las emisiones de CH₄, a pesar de que las emisiones de GEI de los procesos de compostaje son altamente dependientes de los materiales de origen y las condiciones en las que se procesan y que no se contabilizaron las posibles pérdidas por N₂O (Nordahl et al., 2023).

García De Souza et al. (2011) reportaron que son necesarias repetidas aplicaciones anuales de entre 7146 y 13400 kg MS.ha⁻¹, incluyendo abonos verdes, para aumentar los valores de

COS de suelos hortícolas dependiendo de su contenido inicial. En este ensayo se aplicó el equivalente a entre 900 y 3700 kg MS.ha⁻¹ por lo cual no es de esperar un aumento significativo del CO frente a una sola aplicación de FAL, especialmente teniendo en cuenta la proporción de C mineralizado (Tabla 8).

5.2 Cambios en el pH_{H2O} y bases intercambiables

Las diferencias entre suelos en el contenido de Ca se dieron principalmente por los altos contenidos de este catión en el suelo de chacra (Figura 3). El perfil de suelo descrito como representativo de la unidad Pantanoso a la que pertenece este suelo presenta concreciones de CaCO₃ en el horizonte C. A su vez, el pH reportado para el horizonte A de los suelos de esta unidad fue de 5,7 (DGRN, s.f.). Se asume que las altas concentraciones de Ca y el pH_{H2O} alto observado en el suelo de chacra están dados por un proceso de mezclado mecánico del horizonte A con horizontes inferiores.

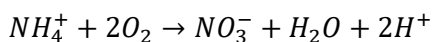
La concentración del ion K presentó un aumento significativo frente a la aplicación del FAL (Figura 4) que coincidió con las cantidades añadidas de este elemento. Christel (2017), a través de la metodología de Morgan para K extraíble, también observó un aumento significativo de los niveles de K (entre 400 y 1400 ppm superior al control) luego de la aplicación de una enmienda tipo *bokashi*. El incremento de 189 a 420 ppm hallado en promedio por Lima et al. (2015) luego de la aplicación de dos enmiendas tipo *bokashi* si se encuentra dentro de la magnitud observada en el presente estudio.

Los aumentos observados en la concentración del Mg frente a la aplicación de FAL también se asemejan a los obtenidos por Lima et al. (2015). Se observó una concentración de Mg relativamente alta para el suelo de invernáculo (Figura 5) ya que el contenido de Mg reportado para el perfil típico de la unidad Toledo es de 3,8 cmol_c.kg⁻¹ y un valor de 8,61 cmol_c.kg⁻¹ en el horizonte A se encontraría dentro de los más altos reportados para nuestro país (Ministerio de Agricultura y Pesca [MAP], 1979). El Mg es un nutriente que ha cobrado notoriedad en la producción de tomate en invernáculo debido a la sensibilidad del cultivo a su deficiencia, principalmente producida por desbalances relacionados a otras bases intercambiables como K y Ca (Fei et al., 2023). Además, una de las principales pérdidas de Mg en las condiciones de suelo sin presencia de horizontes BT es la lixiviación (Grzebisz, 2011). Es posible que repetidas fertilizaciones con Mg sumado a la ausencia de lixiviación por las lluvias hayan llevado a una acumulación.

Al momento de la caracterización ambos suelos mostraron valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en torno a 7,7 (Tabla 1), los cuales como ya fue comentado se encuentran por encima de los reportados para estas unidades de suelos. El pH de la solución del suelo es una de las variables más influyentes en el comportamiento de los cationes del suelo, por lo que el aumento del pH disminuye la disponibilidad de S, P, Zn y Cu para las plantas (Barrow & Hartemink, 2023).

Es posible que en ambos suelos la descarboxilación de compuestos orgánicos como aminoácidos y aniones orgánicos aumenten el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ gradualmente, ya que suele estar relacionado con las tasas de respiración (Figura 9). Especialmente aniones orgánicos como citrato, malato, y oxalato que están asociados a cationes como Ca^{2+} , K^+ y Mg^{2+} (Figura 3 y Figura 4) pueden aumentar el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ desde el inicio. Yan et al. (1996) observaron un aumento de pH de 6 a 7 en 24h luego del agregado de estos ácidos orgánicos puros. Posiblemente las diferencias entre las dosis del suelo de invernáculo sean debido a los menores niveles de CO_2 (Figura 1) al producirse menos descarboxilación en los tratamientos sin añadido de materia orgánica y poseer un menor poder buffer (Bloom & Skyllberg, 2012).

La inmovilización/denitrificación de NO_3^- está asociada al consumo de H^+ produciendo como resultado un aumento del $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (Bolan et al., 1991). En el suelo de invernáculo se observa este fenómeno en mayor medida que en el suelo de chacra (Figura 8), lo que podría explicar en parte también el aumento del $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. En el suelo de invernáculo el test de correlación entre la variable $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ y el NO_3^- arroja un p-valor de 1.718×10^{-5} y un coeficiente de correlación de -0.59 y podríamos concluir que es estadísticamente significativa con una correlación media. En el suelo de chacra, la oxidación de NH_4^+ a NO_3^- puede inducir a una reducción del $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ al final de la incubación (N. S. Bolan et al., 1991).



5.3 Salinidad y sodicidad

El suelo de invernáculo presentó concentraciones de Na significativamente mayores a las del suelo de chacra para todos los tratamientos, este último presenta valores similares a los reportados para la unidad de suelos Toledo (MAP, 1979). La sodicidad del suelo de invernáculo evaluada a través del porcentaje de sodio intercambiable presentó valores de entre 21 y 23%, lo cual indica que se trata de un suelo leve a moderadamente sódico (Abrol et al., 1988). La acumulación de sodio podría ser producto del riego con agua con alto contenido de Na o las reiteradas aplicaciones de estiércol de pollo (Barbazán et al., 2010; Barbazán et al., 2011).

Vinculado en parte a los altos niveles de Na se observan valores de CE altos en el invernáculo, siendo este catalogado como un suelo salino por la Soil Science Society of America al presentar más de $2000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Abrol et al., 1988).

Los niveles altos de salinidad y sodicidad generan serios problemas para el crecimiento de las plantas por sus efectos sobre la disminución de la estructura del suelo y la dificultad para la correcta absorción de los nutrientes y agua. Con los valores actuales de salinidad en el suelo de invernáculo se podrían observar pérdidas de rendimiento de hasta 10% incluso en cultivos tolerantes como el tomate y aún mayores en otros cultivos más susceptibles como morrón, frutilla o chaucha, especialmente en las etapas tempranas de desarrollo (Machado & Serralheiro, 2017)

5.4 Dinámicas del N en el suelo

Las concentraciones de NT a lo largo de los 101 días de incubación observaron un aumento en ambos suelos independientemente de la dosis de FAL aplicada (Tabla 5). Este aumento no se encontraba dentro de lo esperado para este tipo de ensayo. Son ampliamente conocidas las bacterias fijadoras de nitrógeno de los géneros *Rhizobium* debido a su capacidad de simbiosis con las leguminosas. Se trata de un proceso bien estudiado y altamente sensible a la presencia de oxígeno (Mylona et al., 1995). A pesar de que las tasas potenciales de fijación mediante bacterias nodulares asociadas a leguminosas son altas, llegando hasta $284 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Peoples y Baldock, 2001), se ha estimado que en los ecosistemas de pastizales templados y sabanas la principal fuente de N proviene de la fijación no simbiótica debido a la baja presencia de leguminosas (Cleveland et al., 1999). Por otro lado, cada vez se presenta más evidencia de que una fracción importante de la fijación del N_2 en el suelo se da por acción de diazotófos de vida libre y que previamente no habían sido identificados debido a su dificultad para ser aislados en medios de cultivo (Poly et al., 2001; Roper y Gupta, 2016). Por lo tanto, este aumento puede estar dado por la fijación biológica de N_2 por parte de organismos diazotrófos no simbióticos. Hsu y Buckley (2009) reportaron fijación no simbiótica de $^{15}\text{N}_2$ de entre 0,19 y 0,39 $\mu\text{g}\cdot\text{g de suelo}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ en suelos agrícolas con monocultivo de maíz y fertilización nitrogenada durante 30 años. Estos valores resultan bajos comparados con los obtenidos en este experimento.

La disponibilidad de carbono es uno de los factores limitantes en la fijación de N_2 por parte de organismos heterótrofos debido a su alto costo energético y la aplicación de una fuente puede incentivar la fijación del mismo. También la presencia de P inorgánico incentiva la

fijación del N_2 . Así lo evidenció un experimento de incubación realizado por Azam et al. (1988) en el que se registraron fijaciones no simbióticas de $^{15}N_2$ de entre 16 y 25,4 $\mu\text{g. g de suelo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ luego de la aplicación de 1% de glucosa y 50 μg de P inorgánico. Las tasas de fijación pueden haberse visto incrementadas por los elevados niveles de P presentes en los suelos (Tabla 1) más que por la aplicación de la enmienda, como evidencian las tasas de fijación en el suelo sin aplicación de FAL.

La mayor concentración de NH_4 en el suelo de chacra respecto a la del suelo de invernáculo puede estar dada por el contenido de MOS superior del primero, que es el principal origen del amonio en el suelo (Böckman et al. como se cita en Lopez-Bellido et al., 2014). También existen evidencias de que el régimen de precipitaciones y el tipo de arcillas presentes en el suelo pueden afectar las dinámicas del NH_4 (Bolan et al., 2012; Lopez-Bellido et al., 2014). Aun así, los valores de NH_4 en el suelo de chacra se encuentran por debajo de la media reportada para suelos agrícolas de Uruguay por Morón et al. (2012). La concentración de NH_4 en el suelo de invernáculo coincidió con los valores observados en suelos de invernáculo en la región norte del país (Silveira & Barbazán, 2020).

En el suelo de chacra la disminución de las concentraciones de NH_4 en la fecha final de muestreo junto con la tendencia de disminución frente a la aplicación del FAL puede estar relacionado, aunque no en su totalidad (Tabla A2), con el aumento de los niveles de NO_3 en las mismas fechas de medición debido a un proceso de nitrificación (Figura 8) (Bolan et al., 1991). Christel (2017) observó un comportamiento similar frente a la aplicación de *bokashi* luego de 56 días.

Al momento del desarrollo de color para la determinación de las concentraciones de NH_4 se observó un decantado de coloración blancuzca y opaca en las muestras del suelo de chacra, que pudo haber alterado la absorbancia de las muestras, a lo que se atribuye la disminución de la concentración en la medición de los 14 días. Originalmente el método de Berthelot para la determinación de NH_4 mediante fenol, presentaba problemas de precipitado frente a concentraciones altas de Ca (2 g.L^{-1}) o Mg (1 g.L^{-1}) pero esto no debería ocurrir con la utilización de PPS y citrato (Rhine et al., 1998). En un estudio más reciente realizado por Tzollas et al. (2010) utilizando el mismo procedimiento que en este trabajo encontraron interferencias de 18% con concentraciones de 1 g.L^{-1} de Ca en el extracto, valores similares a los presentes en las muestras del suelo de chacra.

En el suelo de invernáculo se observa un único tratamiento que presenta diferencias significativas respecto a la concentración NH_4 , el cual en el diagrama de cajas evidencia un rango de datos muy amplio (Figura 7). Han sido reportadas interferencias provocadas por la presencia de compuestos orgánicos nitrogenados como aminoácidos o amidas (Rhine et al., 1998; Searle, 1984), aunque no se descarta que las diferencias en esta fecha hayan sido dadas por error experimental. Exceptuando los datos anómalos, es probable que los cambios lentos en las concentraciones de NH_4 en ambos suelos estén dadas por la naturaleza del ion y su interacción con los coloides del suelo. En ambos casos se trata de suelos con más de 30% de arcilla, de forma que a medida que la concentración en el suelo se redujera, se liberaría NH_4 a la solución compensando los cambios (Gerik et al., 1998).

La ausencia de lixiviación causada normalmente por las lluvias, puede explicar parcialmente los niveles superiores de NO_3 en el suelo de invernáculo. Aun así, los valores son altos incluso para suelos de invernáculo si se comparan con datos de un trabajo de Silveira y Barbazán (2020) donde observaron valores medios de NO_3 en invernáculo de 36 mg.kg^{-1} y valores máximos de 161 mg.kg^{-1} .

Al observarse una disminución del NO_3 en los tratamientos con mayor C y N orgánico provistos por la enmienda en el suelo de invernáculo, se puede asumir un proceso de inmovilización por parte de los m.o. del suelo. Tradicionalmente se considera que la inmovilización de nitrato es despreciable en presencia de cantidades suficientes de amonio y C orgánico (Recous et al., 1990). Rice & Tiedje (1989) reportaron que la aplicación de $0,12 \mu\text{g NH}_4\text{-N. ml}^{-1}$ en solución de suelo 1:1 provocó una inhibición del 50% de la asimilación de NO_3 por parte de los m.o y con una concentración de $10 \mu\text{g NH}_4\text{-N. ml}^{-1}$ se inhibió el 80% de la inmovilización. Sin embargo, algunos estudios teorizan con la relevancia de los procesos de inmovilización de NO_3 en las dinámicas del N inorgánico del suelo. Por un lado, el NH_4 puede encontrarse tan fuertemente adsorbido a las partículas de arcilla que no se encuentre disponible y por otro lado es posible que la creación de micrositios en el suelo con diferentes concentraciones de NH_4 y NO_3 produzcan condiciones factibles para la inmovilización de NO_3 (Bolan et al., 2012; Davidson et al., 1990).

En un meta-análisis realizado por Cheng et al. (2017) en el que se evaluaron 19 publicaciones, encontraron que la inmovilización de NO_3 se veía aumentada por tasas de aplicación de C orgánico exógeno superiores a $1000 \text{ mg C. kg}^{-1}$ y relaciones C/N superiores a 18. Posteriormente Wang et al. (2021) aplicaron enmiendas orgánicas con relaciones C/N altas

(>34) para evaluar su potencial para la inmovilización del NO_3 por parte de los m.o.; Utilizaron enmiendas vegetales a una dosis de 5 g C. kg^{-1} de suelo combinadas con distintas dosis de fertilización con K^{15}NO_3 y observaron una inmovilización proveniente del NO_3 de entre 30 y $100 \text{ mg N. kg}^{-1}$ de suelo, incluso en presencia de NH_4 y con un pH de 8,5. Estos resultados coinciden con lo observado en las primeras fechas de muestreo, donde la inmovilización de N fue de $14,2$ y $2,1 \text{ mg N. kg}^{-1}$ de suelo en el suelo de invernáculo y chacra respectivamente, comparando el control con la dosis alta ($4,8 \text{ g C. kg}^{-1}$ de suelo).

En relación con la fijación biológica de N, está bien reportada la disminución de la nodulación causada por altos niveles de NO_3 . También existen estudios que demuestran una disminución de las tasas de fijación en presencia de NH_3 (Herridge & Brockwell, 1988; Kavadia et al., 2012). Poly et al. (2001) no observaron correlación entre las diferentes formas de nitrógeno en el suelo y las diferenciaciones en los reservorios del gen *nifH*, principal marcador relacionado en la síntesis de nitrogenasa. Esto indica que es posible que diferentes organismos fijadores se adapten a las distintas formas de N inorgánico en el suelo. Además, apoyan la teoría de que los diferentes micrositios formados en el suelo, especialmente debido a las arcillas, puedan dar lugar a diferentes subcomunidades de bacterias.

Al contrario que en el caso de los diazotrófos simbióticos, el nitrógeno no se encuentra en formas disponibles para las plantas como NH_4 si no que el N fijado primero forma parte de la biomasa de los propios microorganismos, tardando 20 días en mineralizar entre el 2 y el 18% del N fijado (Azam et al., 1988). Por esta razón los niveles de NH_4 no se ven afectados rápidamente por la inmovilización.

5.5 Indicadores biológicos

5.5.1 Biomasa bacteriana y fúngica

En ambos suelos se encontró una proporción de biomasa bacteriana alta en relación con la de los hongos, pero fue más marcado en el suelo de invernáculo. Esto coincide con la bibliografía ya que la biomasa fúngica se encuentra negativamente relacionada con las fertilizaciones nitrogenadas y se observa mayor biomasa bacteriana en condiciones de laboreo intensivo (Bailey et al., 2002; Frey et al., 2004). La biomasa microbiana del suelo también puede estar relacionada con la capacidad de inmovilización del NO_3 observada, ya que las bacterias se ubican en los micrositios con baja disponibilidad de NH_4 (Myrold & Posalvatz, 2007). La disminución de la biomasa bacteriana en los tratamientos con añadido de FAL corresponde con la velocidad con la que las bacterias reaccionan a los cambios

en el ambiente, aunque estos cambios no son consistentes. Calbrix et al. (2007) observaron reacciones diferentes de bacterias heterótrofas respecto al agregado de estiércol de pavo, lodos sanitarios o compost. Así mismo se han observado diferencias en las comunidades de bacterias frente a la ubicación de los residuos añadidos (Beare et al., 1992). Para un análisis más preciso se considera que la inclusión de indicadores como el cociente metabólico microbiano (QCO₂) (Wardle & Ghani, 1995) o la utilización de perfiles de ácidos grasos de fosfolípidos (PFLA) para las evaluaciones en los cambios poblacionales de m.o hubiesen sido apropiados debido a la dificultad de la técnica de conteo por microscopía de fluorescencia (Frostegård et al., 2011).

5.5.2 Enzimas

A pesar de que la actividad de las fosfatasas suele estar positivamente relacionada con los contenidos de P en el suelo (especialmente por aplicaciones en conjunto con materia orgánica) (Garg y Bahl, 2008; Waldrip et al., 2011), el contenido de P total del FAL (2,3 g.kg⁻¹MS) no fue suficiente para modificar los niveles de P disponible en los suelos (Tabla 1). Además, la ausencia de diferencias entre suelos y los relativos bajos niveles comparados con otros estudios cuyos valores oscilaron entre 100 y 400 µg PNP.g suelo⁻¹.h⁻¹ (Colvan et al., 2001) pueden deberse al potencial efecto inhibitorio de las altas concentraciones de P de origen mineral sobre la actividad de las fosfatasas (Olander & Vitousek, 2000; Yu et al., 2006).

Los valores de actividad de β-glucosidasa están alineados con los reportados por Acosta-Martínez et al. (2007) que oscilaron entre 1,0 y 63,4 µg PNP.g suelo⁻¹. h⁻¹. En este mismo trabajo observaron mayores valores de β-glucosidasas en suelos bajo pastizal en comparación a suelos agrícolas o de bosques, tendencia que se mantuvo para diferentes enzimas. En otro estudio Acosta-Martínez et al. (2004) relacionaron los mayores niveles de enzimas en pastizales (β-glucosidasa, entre otras) con mayores niveles de biomasa microbiana y cambios en la composición de las comunidades microbianas a través de análisis de PFLA. Cuando la β-glucosidasas fue evaluada en condiciones de campo abierto e invernáculo tampoco se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos de enmienda en invernáculo, pero si en campo abierto, que alcanza valores máximos de 142 µg PNP.g suelo⁻¹. h⁻¹ (Iovieno et al., 2009).

6 Conclusiones

En conclusión, se puede afirmar que, en base a la evidencia presentada en este trabajo a partir de las incubaciones de suelo en laboratorio, los residuos orgánicos procesados mediante fermentación ácido láctica presentan gran potencial como enmienda orgánica.

Otra limitante a la hora de generalizar recomendaciones de uso es la variabilidad posible de los materiales que dan origen a la enmienda. Es preciso cuantificar la variabilidad de los contenidos de C, N, Ca, Mg, Na entre otros en los casos que los residuos sean recogidos durante un período amplio o de condiciones diferentes a las descritas en este trabajo.

Teniendo en cuenta dichas restricciones se puede afirmar que el FAL utilizado aportó cantidades significativas de K y Mg al suelo. Por otro lado, con una sola aplicación no contribuye a aumentar la CE ni los niveles de Na en los suelos de forma significativa.

También se puede afirmar que, en cuanto al pH, en el suelo de chacra el añadido del FAL no tuvo efectos significativos ya que cuenta con mayor capacidad *buffer*. En el suelo de invernáculo la aplicación de la dosis alta de FAL aumentó la alcalinidad significativamente, en parte explicado por los procesos de degradación de la MOS, en parte por el agregado de cationes y en parte por la inmovilización del NO_3 .

Se asume que la mayor inmovilización de NO_3 en el suelo de invernáculo se debió al menor suministro natural de C por parte de la MOS presente, la menor concentración de NH_4 y las concentraciones más elevadas de nitrato existentes en el suelo al momento de la aplicación del material. Al final de la incubación se observó una inmovilización neta de $28,4 \text{ kg N. ha}^{-1}$ para la dosis alta, lo cual representa un beneficio desde el punto de vista ambiental al evitar la lixiviación del nitrato.

En el suelo de chacra también se observó una tendencia a la inmovilización de NO_3 al comienzo de la incubación, aunque se registró una mineralización neta de $11,0 \text{ kg N. ha}^{-1}$ por parte de la dosis alta, asociado a una nitrificación del NH_4 a los 101 días de incubación.

Respecto a la estabilidad de la enmienda y en base a las tasas de respiración, a partir de los 76 días de aplicada no presenta diferencias significativas frente al suelo sin incorporación de materia orgánica. Además, se considera que presenta un buen potencial para la fijación de COS si se consideran aplicaciones repetidas, por la acumulación de MOS y los cambios promovidos en las comunidades de m.o.

Se presentaron dificultades a la hora de cuantificar las variaciones en la actividad de las enzimas y la estructura de las comunidades de m.o., aunque podemos afirmar que la

aplicación de la enmienda produce cambios al menos en la abundancia de bacterias en el suelo de invernáculo, lo cual se puede atribuir a una comunidad de organismos menos resistente a los cambios. Serían recomendables posteriores estudios en condiciones de campo y en presencia de cultivos, incluyendo técnicas de determinación de las poblaciones de microorganismos mediante QCO₂ y PFLA mencionadas.

El comportamiento del agregado de diferentes dosis de FAL en dos tipos de suelo contrastante, y las interacciones detectadas entre suelo y dosis de FAL en las variables vinculadas a las formas del N mineral, el pH y la CE determinan la imposibilidad de generalizar los resultados aquí obtenidos a diferentes tipos de suelos.

7 Bibliografía

- Abrol, I. P., Yadav, J. S. P., & Massoud, F. I. (1988). *Salt-Affected Soils and their Management*. FAO. <https://www.fao.org/3/x5871e/x5871e00.htm#Contents>
- Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., & Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, 35(1), 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012>
- Acosta-Martínez, V., Zobeck, T. M., & Allen, V. (2004). Soil Microbial, Chemical and Physical Properties in Continuous Cotton and Integrated Crop-Livestock Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1875–1884.
- Alliaume, F., Jorge, G., & Dogliotti, S. (2014, agosto). *Laboreo reducido y manejo de residuos en sistemas hortícolas: Impacto en propiedades físicas del suelo*. Congreso Uruguayo de Suelos -VI Encuentro de la SUCS, Colonia del Sacramento.
- Azam, F., Mulvaney, R. L., & Stevenson, F. J. (1988). Quantification and potential availability of non-symbiotically fixed 15N in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 7, 32–38.
- Babiuk, L. A., & Paul, E. A. (2011). The use of fluorescein isothiocyanate in the determination of the bacterial biomass of grassland soil. *Canadian Journal of Microbiology*, 16(2), 57–62. <https://doi.org/10.1139/m70-011>
- Bailey, V. L., Smith, J. L., & Bolton, H. (2002). Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(7), 997–1007. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00033-0)
- Barbazán, M., Del Pino, A., Moltini, C., Hernández, J., & Rodríguez, J. (2011). Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 15(1), 82–92. <https://doi.org/10.31285/AGRO.15.614>
- Barbazán, M., Del Pino, A., Moltini, C., Rodríguez, J., & Beretta, A. (2010). Organic amendments in horticultural production. En R. Gilkes & N. Prakongkep (Eds.), *19th World Congress of Soil Science; Soil Solutions for a Changing World* (pp. 172–182). International Union of Soil Science.
- Barrow, N. J., & Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant and Soil*, 487, 21–37. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5>

- Beare, M. H., Parmelee, R. W., Hendrix, P. F., Cheng, W., Coleman, D. C., & Crossley, D. A. (1992). Microbial and Faunal Interactions and Effects on Litter Nitrogen and Decomposition in Agroecosystems. *Ecological Monographs*, 62(4), 569–591.
- Benintende, S. M., Benintende, M. C., Sterren, M. A., Saluzzio, M. F., & Barbagelata, P. A. (2017). Indicadores biológicos: Selección, determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. *Ciencia del Suelo*, 35(1), 35–46.
- Benzano, F., & Zaha, M. E. (2020). *Proyecto demostrativo BioTerra: Nueva línea de peletizado de compost y formulación de sustratos*.
<https://biovalor.gub.uy/descarga/biovalor-informe-final-proyecto-demostrativo-bioterra/>
- Bloom, P. R., & Skjellberg, U. (2012). Soil pH and pH Buffering. En P. M. Huang, Y. Li, & M. E. Sumner (Eds.), *Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes* (2nd ed., pp. 19,1-19,13). Taylor and Francis.
- Boechat, C. L., Antonio, J., Santos, G., Maria, A., & Accioly, D. A. (2013). Net mineralization nitrogen and soil chemical changes with application of organic wastes with 'Fermented Bokashi Compost'. *Acta Scientiarum*, 35(2), 257–264.
<https://doi.org/10.4025/actasciagron.v35i2.15133>
- Bolan, N., Brennan, R., Budianta, D., Camberato, J. J., Naidu, R., Pan, W. L., Sharpley, A., Sparks, D. L., & Sumner, M. E. (2012). Bioavailability of N, P, K, Ca, Mg, S, Si, and Micronutrients. En P. M. Huang, Y. Li, & M. E. Sumner (Eds.), *Handbook of Soil Sciences: Resource Management and Environmental Impacts* (2nd ed., pp. 11.1-11.75). Taylor and Francis.
- Bolan, N. S., Hedley, M. J., & White, R. E. (1991). Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil*, 134, 53–63.
- Bonilla-Bedoya, S., Valencia, K., Herrera, M. Á., López-Ulloa, M., Donoso, D. A., & Macedo Pezzopane, J. E. (2023). Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148, Artículo e110091.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2023.110091>
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in Soils. *Soil Science*, 59(1), 39–46.

- Brussaard, L., Bouwman, L. A., Geurs, M., Hassink, J., & Zwart, K. B. (1990). Biomass, composition and temporal dynamics of soil organisms of a silt loam soil under conventional and integrated management. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, *38*, 283–302.
<https://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/view/16589/16003>
- Calbrix, R., Barray, S., Chabrierie, O., Fourrie, L., & Laval, K. (2007). Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Applied Soil Ecology*, *35*(3), 511–522.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.10.007>
- Capson-Tojo, G., Rouez, M., Crest, M., Steyer, J. P., Delgenès, J. P., & Escudié, R. (2016). Food waste valorization via anaerobic processes: A review. *Reviews in Environmental Science and BioTechnology*, *15*(3), 499–547. <https://doi.org/10.1007/S11157-016-9405-Y>
- Cempre. (s.f). *Cada uruguayo produce 1,1 kilo de basura por día*.
<https://cempre.org.uy/cada-uruguayo-produce-11-kilo-de-basura-por-dia/>
- Chatterjee, A., & Acharya, U. (2018). Relationship among Different Soil Biochemical Methods to Determine Soil Health. *Open Journal of Soil Science*, *8*(11), 303–313.
<https://doi.org/10.4236/OJSS.2018.811022>
- Chavez-Rico, V. S., Bodelier, P. L. E., van Eekert, M., Sechi, V., Veeken, A., & Buisman, C. (2022). Producing organic amendments: Physicochemical changes in biowaste used in anaerobic digestion, composting, and fermentation. *Waste Management*, *149*, 177–185. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2022.06.005>
- Chavez-Rico, V. S., van den Bergh, S., Bodelier, P. L. E., van Eekert, M., Luo, Y., Nierop, K. G. J., Sechi, V., Veeken, A., & Buisman, C. (2023). Effect of pre-treatment processes of organic residues on soil aggregates. *Environmental Technology and Innovation*, *30*, Artículo e103104. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103104>
- Chen, W. H., Lin, J. H., & Lin, Y. C. (2012). A novel two-stage scrubbing technology for odor control of kitchen waste composting. *Aerosol and Air Quality Research*, *12*(6), 1386–1397. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.03.0065>

- Cheng, Y., Wang, J., Wang, J., Chang, S. X., & Wang, S. (2017). The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO₃ immobilization: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, *115*, 357–363.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.006>
- Christel, D. M. (2017). *The use of bokashi as a soil fertility amendment in organic spinach cultivation* [Tesis de maestría, University of Vermont]. Scholar Works.
<https://scholarworks.uvm.edu/graddis/678/>
- Cleveland, C. C., Townsend, A. R., Schimel, D. S., Fisher, H., Howarth, R. W., Hedin, L. O., Perakis, S., Latty, E. F., Fischer, J. C. Von, Elseroad, A., & Wasson, M. F. (1999). Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N₂) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, *13*(2), 623–645.
- Colvan, S., Syers, J., & O'Donnell, A. (2001). Effect of long-term fertiliser use on acid and alkaline phosphomonoesterase and phosphodiesterase activities in managed grassland. *Biology and Fertility of Soils*, *34*(4), 258–263.
<https://doi.org/10.1007/s003740100411>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2010). *El Desarrollo Sostenible en América Latina y el Caribe: Tendencias, Avances y Desafíos en Materia de Consumo y Producción Sostenibles, Minería, Transporte, Productos Químicos y Gestión de Residuos*. ONU. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/ed577ee2-4e27-4932-93d7-da05c0246c10/content>
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, *19*(4), 988–995.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Davidson, E. A., Stark, J. M., & Firestone, M. K. (1990). Microbial Production and Consumption of Nitrate in an Annual Grassland. *Ecology*, *71*(5), 1968–1975.
- Del Pino, A., Barbazán, M., & Casanova, O. (2013). Use of agricultural and agroindustrial residues as soil amendments in Uruguay: Opportunities, and challenges. En V. Vukadinović, B. Đurđević, & V. Vukadinović (Eds.), *Soil and Crop Management: Adaptation and Mitigation of Climate Change* (pp. 302–308). CROSTRO.

- Dirección General de Recursos Naturales. (s.f). *Información de suelos*. MGAP. Recuperado el 12 de septiembre de 2021, de <http://dgrn.mgap.gub.uy/js/visores/DGRN/>
- Dogliotti, S., Abedala, C., Aguerre, V., Albín, A., Alliaume, F., Alvarez, J., Bacigalupe, G., Barreto, M., Chiappe, M., Corral, J., Dieste, J., Souza, M., Guerra, S., Leoni, C., Malán, I., Mancassola, V., Pedemonte, A., Peluffo, S., Pombo, C., & Scarlato, M. (2012). *Desarrollo Sostenible de sistemas de Producción Hortícolas y Hortícola-Ganaderos Familiares: Una Experiencia de Co-innovación*. INIA.
- Doran, J. W., & Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Fei, C., Zhang, S., Sun, Z., & Ding, X. (2023). Assessment of magnesium deficiency in greenhouse tomato crops grown on calcareous soil. *Soil Use and Management*, 40(1), Artículo e12939. <https://doi.org/10.1111/sum.12939>
- Feller, C., Blanchart, E., Bernoux, M., Lal, R., & Manlay, R. (2012). Soil fertility concepts over the past two centuries: The importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(SUPPL.), S3–S21. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.693598>
- Footer, A. (2013). *Bokashi Composting: Scraps to Soil in Weeks*. New Society.
- Forsythe, W. (1975). *Manual de laboratorios: Física de suelos*. IICA.
- Frey, S. D., Knorr, M., Parrent, J. L., & Simpson, R. T. (2004). Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *Forest Ecology and Management*, 196, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.018>
- Frostegård, Å., Tunlid, A., & Bååth, E. (2011). Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(8), 1621–1625. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>
- García De Souza, M., Alliaume, F., Mancassola, V., & Dogliotti, S. (2011). Carbono orgánico y propiedades físicas del suelo en predios hortícolas del sur de Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 15(1), 70–81. <https://doi.org/10.31285/agro.15.613>

- Garg, S., & Bahl, G. S. (2008). Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresource Technology*, 99(13), 5773–5777.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.063>
- Gerik, T. J., Oosterhuis, D. M., & Torbert, H. A. (1998). Managing Cotton Nitrogen Supply. *Advances in Agronomy*, 64, 115–147. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60503-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60503-9)
- Gómez-Velasco, D. A., Álvarez-Solís, J. D., Ruiz-Valdiviezo, V. M., Abud-Archila, M., Montes-Molina, J. A., Dendooven, L., & Gutiérrez-Miceli, F. A. (2014). Enzymatic Activities in Soil Cultivated with Coffee (*Coffea Arabica* cv . ‘Bourbon’) and Amended with Organic Material. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 7(43), 37–41.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2014.932375>
- Griffin, T. S., & Honeycutt, C. W. (2000). Using Growing Degree Days to Predict Nitrogen Availability from Livestock Manures. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1876–1882. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2000.6451876X>
- Grzebisz, W. (2011). Magnesium: Food and human health. *Journal of Elementology*, 16(2), 299–323.
- Herridge, D. F., & Brockwell, J. (1988). Contributions of fixed nitrogen and soil nitrate to the nitrogen economy of irrigated soybean. *Soil Biology and Biochemistry*, 20(5), 711–717. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90156-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90156-3)
- Higa, T. (2002). *Kyusei Nature Farming and Environmental Management Through Effective Microorganisms: The Past, Present and Future* [Contribución]. 7th International Conference on Kyusei Nature Farming, Christchurch. http://www.infrc.or.jp/knf/PDF/KNF_Conf_Data/C7-KP-304.pdf
- Higa, T., & Parr, J. F. (1994). *Beneficial and Effective Microorganisms for a Sustainable Agriculture and Environment*. <https://www.em-pars.com/wp-content/uploads/2018/05/7-beneficial-and-effective-microorganisms-for-a-sustainab-.pdf>
- Higa, T., & Wididana, G. . (1989). Concept and Theories of Effective Microorganisms (EM). En J. F. Parr, S. B. Hornick, & C. E. Whitman (Eds.), *First International Conference on Kyusei Nature Farming* (pp. 118–125). USDA.

- Hitman, A., Klaas, B., Bosch, M., & van der Kolk, A. (2013). *Fermentation versus composting*. Feed Innovation Services.
https://provinos.nl/images/Fermentation_versus_composting.pdf
- Hsu, S.-F., & Buckley, D. H. (2009). Evidence for the functional significance of diazotroph community structure in soil. *The ISME Journal*, 3, 124–136.
<https://doi.org/10.1038/ismej.2008.82>
- Ingham, E. R., & Klein, D. A. (1984). Soil fungi: Relationships between hyphal activity and staining with fluorescein diacetate. *Soil Biology and Biochemistry*, 16(3), 273–278.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90014-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90014-2)
- Iovieno, P., Morra, L., Leone, A., Pagano, L., & Alfani, A. (2009). Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 45(5), 555–561.
<https://doi.org/10.1007/s00374-009-0365-z>
- Isaac, R. A., & Kerber, J. D. (1971). Atomic Absorption and Flame Photometry: Techniques and Uses in Soil, Plant, and Water Analysis. En L. M. Walsh (Ed.), *Instrumental Methods of Soils and Plant Tissue*. SSSA.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2136/1971.instrumentalmethods.c2>
- Janssen, B. H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil*, 76, 297–304.
<https://doi.org/10.1007/BF02205588>
- Jorge, G., Orden, L., Barlocco, N., & Piaggio, J. M. (2018). *Evaluación de la Temperatura del Compost de Residuos Agropecuarios Mediante Pilas con Remoción a Campo* [Contribución]. 1er Congreso Nacional de Gestión Sostenible de Residuos, Montevideo.
https://www.researchgate.net/publication/329450163_1er_Congreso_Nacional_de_Gestion_Sostenible_de_Residuos_AIDIS_-_AIQU_EVALUACION_DE_LA_TEMPERATURA_DEL_COMPOSTAJE_DE_RESIDUOS_AGROPECUARIOS_MEDIANTE_PILAS_CON_REMOCION_A_CAMPO
- Kavadia, A., Vayenas, D. V., Pavlou, S., & Aggelis, G. (2012). Dynamics of a Free-Living Nitrogen-Fixing Bacteria Population Lacking of Competitive Advantage Towards an Antagonistic Population. *The Open Environmental Engineering Journal*, 4(1), 190–198. <https://doi.org/10.2174/1874829501104010190>

- Kuan, C. (2004). *Statistics: Concepts and Methods*. (2nd ed.). Huatai.
- Lal, R. (2020). Soil organic matter content and crop yield. *Journal of Soil and Water Conservation*, 75(2), 27A-32A. <https://doi.org/10.2489/JSWC.75.2.27A>
- Lal, R., Smith, P., Jungkunst, H. F., Mitsch, W. J., Lehmann, J., Ramachandran Nair, P. K., McBratney, A. B., De Moraes Sá, J. C., Schneider, J., Zinn, Y. L., Skorupa, A. L. A., Zhang, H. L., Minasny, B., Srinivasrao, C., & Ravindranath, N. H. (2018). The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6), 145A-152A. <https://doi.org/10.2489/JSWC.73.6.145A>
- Lazicki, P., Geisseler, D., & Lloyd, M. (2020). Nitrogen mineralization from organic amendments is variable but predictable. *Journal of Environmental Quality*, 49, 483–495. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20030>
- Lebersorger, S., & Schneider, F. (2011). Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste Management*, 31(9–10), 1924–1933. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2011.05.023>
- Leskovar, D., Othman, Y., & Dong, X. (2016). Strip tillage improves soil biological activity, fruit yield and sugar content of triploid watermelon. *Soil and Tillage Research*, 163, 266–273. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2016.06.007>
- Lima, C. E. P., Fontenelle, M., Rodrigues, Silva, L. R. B., Soares, D. C., Moita, A. W., Zandonadi, D. B., Souza, R. B., & Lopes, C. A. (2015). Short-Term Changes in Fertility Attributes and Soil Organic Matter Caused by the Addition of EM Bokashis in Two Tropical Soils. *International Journal of Agronomy*, 2015, Artículo e754298. <https://doi.org/10.1155/2015/754298>
- Ling, N., Zhu, C., Xue, C., Chen, H., Duan, Y., Peng, C., Guo, S., & Shen, Q. (2016). Insight into how organic amendments can shape the soil microbiome in long-term field experiments as revealed by network analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 137–149. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2016.05.005>
- LKSur. (2013). *Estudio de Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos con Fines Energéticos*. https://cempre.org.uy/wp-content/uploads/2016/06/informe_1-.pdf
- Lopez-Bellido, L., Muñoz-Romero, V., Fernandez-García, P., & Lopez-Bellido, J. (2014). Ammonium accumulation in soil: The long-term effects of tillage, rotation and N rate in a Mediterranean Vertisol. *Soil Use and Management*, 30(4), 471–479. <https://doi.org/10.1111/sum.12147>

- Luo, Y., Gonzalez Lopez, J. B., van Veelen, H. P. J., Sechi, V., ter Heijne, A., Bezemer, T. M., & Buisman, C. J. N. (2022). Bacterial and fungal co-occurrence patterns in agricultural soils amended with compost and bokashi. *Soil Biology and Biochemistry*, 174, Artículo e108831. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2022.108831>
- Machado, R. M., & Serralheiro, R. P. (2017). Soil salinity: Effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae*, 3(2), 2–13. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030>
- Mayer, J., Scheid, S., Widmer, F., Fließbach, A., & Oberholzer, H. R. (2010). How effective are 'Effective microorganisms® (EM)'? Results from a field study in temperate climate. *Applied Soil Ecology*, 46(2), 230–239. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2010.08.007>
- Mebius, L. J. (1960). A rapid method for the determination of organic carbon in soil. *Analytica Chimica Acta*, 22, 120–124. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88254-9](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88254-9)
- Ministerio de Agricultura y Pesca. (1979). *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay: Vol. 3. Descripción de las Unidades de Suelos*.
- Ministerio de Industria Energía y Minería. (2020). *Economía Circular y Cambio Climático: Contribución desde Uruguay a través de la valorización de residuos*.
- Montañez, A., Rigamonti, N., Vico, S., Silva, C., Nuñez, L., & Zerbino, S. (2019). Influence of aerobic treated manure application on the chemical and microbiological properties of soil. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 17(4), 13, Artículo e1104. <https://doi.org/10.5424/sjar/2019174-14658>
- Morón, A., Quincke, A., Molfino, J., Ibáñez, W., & García, A. (2012). Soil quality assessment of Uruguayan agricultural soils. *Agrociencia (Uruguay)*, 16(3), 135–143. <https://doi.org/10.31285/agro.16.656>
- Mulvaney, R. L. (1996). Nitrogen- Inorganic Forms. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatbai, C. T. Jhonston, & M. E. Sumner (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*. Wiley. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c38>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)

- Mylona, P., Pawlowski, K., & Bisseling, T. (1995). Symbiotic Nitrogen Fixation. *The Plant Cell*, 7, 869–885. <https://doi.org/https://doi.org/10.1105/tpc.7.7.869>
- Myrold, D. D., & Posalvatz, N. R. (2007). Potential importance of bacteria and fungi in nitrate assimilation in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(7), 1737–1743. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.01.033>
- Ndiaye, E. L., Sandeno, J. M., McGrath, D., & Dick, R. P. (2000). Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 15(1), 26–36. <https://doi.org/10.1017/S0889189300008432>
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatbai, C. T. Jhonston, & M. E. Sumner (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods* (pp. 961–1011). Wiley.
- Nguyen, T. T., Cavagnaro, T. R., Thanh Ngo, H. T., & Marschner, P. (2016). Soil respiration, microbial biomass and nutrient availability in soil amended with high and low C/N residue: Influence of interval between residue additions. *Soil Biology and Biochemistry*, 95, 189–197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.12.020>
- Nordahl, S. L., Preble, C. V, Kirchstetter, T. W., & Scown, C. D. (2023). Greenhouse Gas and Air Pollutant Emissions from Composting. *Environmental Science & Technology*, 57(6), 2235–2247. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05846>
- Olander, L. P., & Vitousek, P. M. (2000). Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. *Biogeochemistry*, 49(2), 175–191. <https://doi.org/10.1023/A:1006316117817>
- Olle, M. (2021). Review: Bokashi technology as a promising technology for crop production in Europe. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 96(2), 145–152. <https://doi.org/10.1080/14620316.2020.1810140>
- Organización de las Naciones Unidas. (s.f). *Global Warming Potentials (IPCC Second Assessment Report)*. <https://unfccc.int/es/node/10775>
- Pardo, V., González, I., Ychuste, A., Pedreira, M., & Castelli, F. (2017). *Estudio de Caracterización de Residuos Secos*. https://ccbasilea-crestocolmo.org.uy/wp-content/uploads/2019/04/Informe-final_Caracterización-residuos-secos.pdf

- Peoples, M. B., & Baldock, J. A. (2001). Nitrogen dynamics of pastures: nitrogen fixation inputs, the impact of legumes on soil nitrogen fertility, and the contributions of fixed nitrogen to Australian farming systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41(3), 327–346. <https://doi.org/10.1071/EA99139>
- Poly, F., Ranjard, L., Nazaret, S., Gourbière, F., & Jocteur Monrozier, L. (2001). Comparison of nifH Gene Pools in Soils and Soil Microenvironments with Contrasting Properties. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(5), 2255–2261. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.5.2255-2262.2001>
- Pressler, Y., Foster, E. J., Moore, J. C., & Cotrufo, M. F. (2017). Coupled biochar amendment and limited irrigation strategies do not affect a degraded soil food web in a maize agroecosystem, compared to the native grassland. *Global Change Biology Bioenergy*, 9(8), 1344–1355. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12429>
- Recous, S., Mary, B., & Faurie, G. (1990). Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(7), 913–922. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90129-N](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90129-N)
- Rhine, E. D., Sims, G. K., Mulvaney, R. L., & Pratt, E. J. (1998). Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Science Society of America Journal*, 62(2), 473–480. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1998.03615995006200020026X>
- Rice, C. W., & Tiedje, J. M. (1989). Regulation of nitrate assimilation by ammonium in soils and in isolated soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 21(4), 597–602. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90135-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90135-1)
- Ritchie, H., Rosado, P., & Roser, M. (2024). *Greenhouse gas emissions*. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/greenhouse-gas-emissions>
- Ronca, F. (2020). *Planta de Tratamiento de Residuos Orgánicos: TRESOR*. Intendencia de Montevideo. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/5-Fernando-Ronca-Tresor.pdf>
- Roper, M. M., & Gupta, V. V. S. R. (2016). Enhancing Non-symbiotic N₂ Fixation in Agriculture. *The Open Agriculture Journal*, 10(1), 7–27. <https://doi.org/10.2174/1874331501610010007>

- Rühlmann, J. (1999). A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. *Plant and Soil*, 213(1–2), 149–160.
<https://doi.org/10.1023/a:1004552016182>
- Sáez, A., Urdaneta, G., & Joheni, A. (2014). Manejo de residuos en América Latina y el Caribe. *Omnia*, 20(3), 121–135.
- Schmid, C. A. O., Schröder, P., Armbruster, M., & Schloter, M. (2018). Organic Amendments in a Long-term Field Trial: Consequences for the Bulk Soil Bacterial Community as Revealed by Network Analysis. *Microbial Ecology*, 76, 226–239.
<https://doi.org/10.1007/s00248-017-1110-z>
- Searle, P. L. (1984). The Berthelot or Indophenol Reaction and Its Use in the Analytical Chemistry of Nitrogen. *Analyst*, 109(5), 549–568.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1039/AN9840900549>
- Silveira, D., & Barbazán, M. (2020). Soil characterization of horticultural greenhouses in northern Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 24(2), Artículo e51.
<https://doi.org/10.31285/agro.24.51>
- Suelos para la Seguridad Alimentaria y el Clima. (2023). *Gobernanza de la iniciativa internacional "4 por 1000"*. La iniciativa internacional "4 por 1000".
<https://4p1000.org/la-gobernanza/?lang=es>
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., Romantschuk, M., & Jönsson, H. (2013). Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, 33(1), 204–211.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.017>
- Tabatabai, M. A. (1994). Soil Enzymes. En J. M. Bigam, S. H. Mickelson, R. W. Weaver, J. S. Angle, P. J. Bottomley, D. Bezdicsek, S. Smith, A. Tabatabai, & A. Wollum (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Microbiological and Biochemical Properties* (2nd ed., pp. 775–835). Wiley.
- Tabatabai, M. A., & Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1(4), 301–307.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1)
- Takata, V. H. (2020). *Aplicación de Vinaza al Suelo*. Udelar.
- Terzaghi, A., & Sganga, J. C. (1998). Características Físicas de los Principales Suelos Agrícolas de Canelones - Montevideo: Su interpretación agronómica. *Boletín Técnico*, 8, 1–99.

- The R Foundation. (s.f). *What is R?* R Project. Recuperado el 22 de agosto de 2022, de <https://www.r-project.org/about.html>
- Thomas, G. W. (1996). Soil pH and Soil Acidity. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Jhonson, & M. . Sumner (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical methods* (pp. 475–489). Wiley.
- Tzollas, N. M., Zachariadis, G. A., Anthemidis, A. N., & Stratis, J. A. (2010). A new approach to indophenol blue method for determination of ammonium in geothermal waters with high mineral content. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 90(2), 115–126. <https://doi.org/10.1080/03067310902962528>
- Urrea, J., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2019). Potential Benefits and Risks for Soil Health Derived From the Use of Organic Amendments in Agriculture. *Agronomy*, 9(9), Artículo e542. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY9090542>
- Vecinos de Juanicó recolectan firmas contra un proyecto de compostaje que tendrá lugar en la zona. (2023, marzo 2). *Hoy Canelones*. <https://hoycanelones.com.uy/2023/03/02/vecinos-de-juanico-recolectan-firmas-contra-un-proyecto-de-compostaje-que-tendra-lugar-en-la-zona/>
- Waldrip, H. M., He, Z., & Erich, M. S. (2011). Effects of poultry manure amendment on phosphorus uptake by ryegrass, soil phosphorus fractions and phosphatase activity. *Biology and Fertility of Soils*, 47(4), 407–418. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0546-4>
- Wang, J., Chen, Z., Xu, C., Elrys, A. S., Shen, F., Cheng, Y., & Chang, S. X. (2021). Organic amendment enhanced microbial nitrate immobilization with negligible denitrification nitrogen loss in an upland soil. *Environmental Pollution*, 288, Artículo e117721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117721>
- Wardle, D. A., Bardgatt, R. D., Kilironomos, J. N., Setala, H., van der Putten, W. H., & Wall, D. H. (2004). Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science*, 304(5677), 1629–1633. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.1094875>
- Wardle, D. A., & Ghani, A. (1995). A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(12), 1601–1610. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00093-T](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00093-T)

- Yamada, K., & Xu, H. (2008). Properties and Applications of an Organic Fertilizer Inoculated with Effective Microorganisms. *Journal of Crop Production*, 3(1), 255–268.
https://doi.org/10.1300/J144v03n01_21
- Yan, F., Schubert, S., & Mengel, K. (1996). Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4–5), 617–624.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00180-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00180-8)
- Yu, S., He, Z. L., Stoffella, P. J., Calvert, D. V, Yang, X. E., Banks, D. J., & Baligar, V. C. (2006). Surface runoff phosphorus (P) loss in relation to phosphatase activity and soil P fractions in Florida sandy soils under citrus production. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(3), 619–628. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.040>
- Zilli, C., Martínez, G., Penengo, C., Seró, C., Fernández, A., Costa, N., Baccino, E., Oyhantcabal, W., García, F., Lavagna, R., Reyes, A., Horta, G., Sena, V., & Quiñones, D. (2019). *INGEI 2017: Uruguay: Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero*. MVOTMA; SNRCC. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2021-07/Inventario Nacional Emisiones GEI 2017 Serie 1990 - 2017.pdf>

8 Anexo

Tabla A1

Medias ajustadas para la tasa de respiración ($\text{mg CO}_2 \cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) de los suelos de Chacra e Invernáculo a distintas dosis de FAL

Fecha de medición	Chacra						\bar{x} por fecha
	Control		Baja		Alta		
3 días	0,138	(0,039)	0,402	(0,039)	0,516	(0,030)	0,328 d
7 días	0,114	(0,018)	0,282	(0,037)	0,321	(0,002)	0,224 cd
14 días	0,067	(0,009)	0,166	(0,012)	0,191	(0,005)	0,137 bc
28 días	0,055	(0,005)	0,105	(0,007)	0,110	(0,001)	0,097 ab
42 días	0,040	(0,006)	0,088	(0,007)	0,098	(0,009)	0,081 abcd
56 días	0,029	(0,001)	0,069	(0,008)	0,085	(0,010)	0,071 a
76 días	0,027	(0,002)	0,052	(0,005)	0,059	(0,004)	0,062 a
101 días	0,021	(0,002)	0,036	(0,008)	0,041	(0,006)	0,053 a (0,079)
\bar{x} por Dosis	0,063	(0,009) B	0,142	(0,009) C	0,190	(0,009) D	
	Invernáculo						\bar{x} por fecha
	Control		Baja		Alta		
3 días	0,044	(0,009)	0,322	(0,026)	0,473	(0,015)	0,290 d
7 días	0,052	(0,028)	0,182	(0,021)	0,301	(0,016)	0,185 cd
14 días	0,018	(0,010)	0,097	(0,020)	0,175	(0,010)	0,098 bc
28 días	0,022	(0,009)	0,067	(0,017)	0,095	(0,005)	0,059 ab
42 días	0,018	(0,011)	0,039	(0,008)	0,078	(0,010)	0,042 abcd
56 días	0,016	(0,010)	0,033	(0,015)	0,058	(0,010)	0,032 a
76 días	0,016	(0,010)	0,031	(0,013)	0,042	(0,007)	0,023 a
101 días	0,015	(0,011)	0,023	(0,011)	0,029	(0,007)	0,014 a (0,006)
\bar{x} por Dosis	0,024	0,008 A	0,103	(0,008) B	0,151	(0,008) C	

Nota. (Letras minúsculas diferentes indican fechas con diferencias significativas. Letras Mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre dosis y suelo).

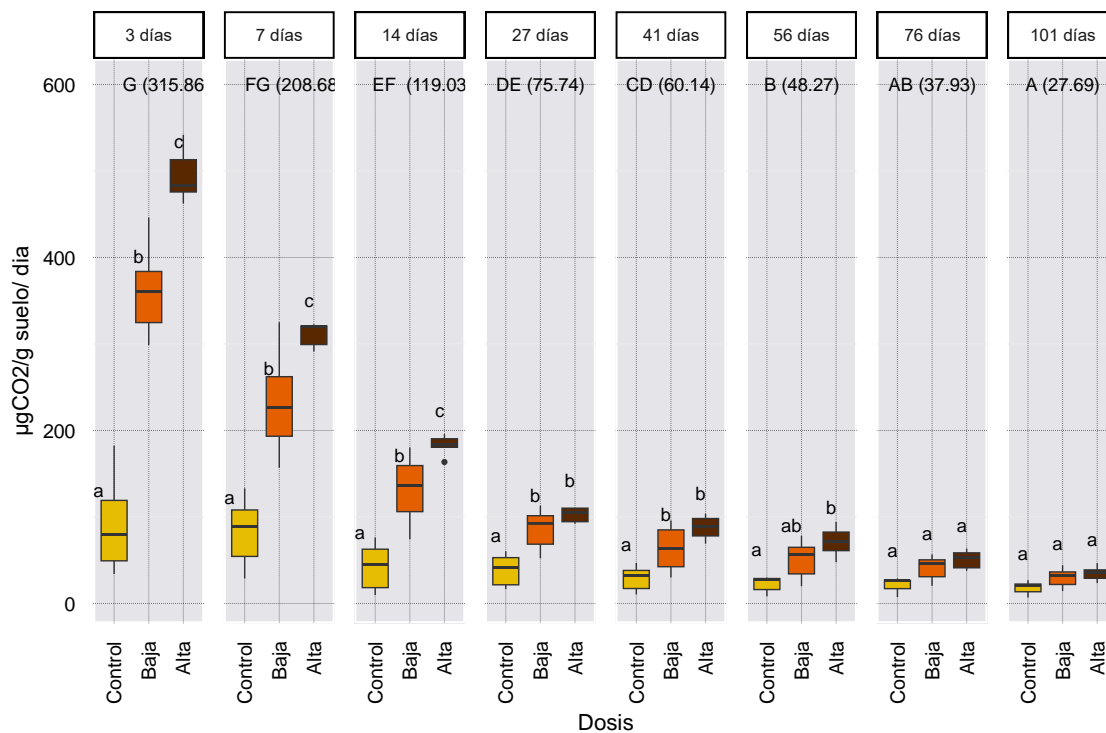
Tabla A2

Variaciones en las concentraciones de N como NH_4 y NO_3 en el suelo de chacra a los 28 y 101 días de medición diferenciado por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg^{-1})

Fecha	28 días				
Dosis	Contro l	Baja	Alta	Promedio dosis	
N-NO_3 (mg.kg^{-1})	2,71	1,73	1,14	1,86	
<i>Diferencia con control</i>		-0,98	-1,57		
N-NH_4 (mg.kg^{-1})	18,84	18,57	17,31	18,24	
<i>Diferencia con control</i>		-0,27	-1,52		
Fecha	101 días				
Dosis	Contro l	Baja	Alta	Promedio dosis	Diferencia entre fechas
N-NO_3 (mg.kg^{-1})	7,01	9,87	12,53	9,80	7,94
<i>Diferencia con control</i>		2,86	5,52		
N-NH_4 (mg.kg^{-1})	16,69	15,79	13,65	15,38	-2,86
<i>Diferencia con control</i>		-0,90	-3,04		

Figura A1

Tasas de respiración suelos diferenciado por dosis de fermentado (0; 4,4 y 8,8 g.kg⁻¹) y fecha de medición



Nota. Los colores representan la dosis: **Mostaza**=Control; **Anaranjado**= Dosis baja; **Pardo**= Dosis alta. Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas entre dosis. Letras Mayúsculas distintas representan diferencias significativas entre fechas de medición.