

## EFECTO DE LAS ZEOLITAS SOBRE CIERTAS PROPIEDADES DE UN SUELO ENMENDADO CON BIOSÓLIDOS

Effect of zeolites on specific properties of a soil amended with biosolids

Silvana Irene TORRI<sup>1\*</sup>, Juan Ignacio AMATURO<sup>1</sup>, Laura SÁNCHEZ<sup>2</sup> y Erika Odila PACHECO-RUDZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires.

<sup>2</sup> Laboratorio de Biominería - Centro de Procesamiento de Minerales, Instituto Nacional de Tecnología Minera (INTEMIN), Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). Av. General Paz 5445, Parque Tecnológico Miguelete, B1650 WAB San Martín.

\*Autora para correspondencia: [torri@agro.uba.ar](mailto:torri@agro.uba.ar)

*(Recibido: noviembre de 2019; aceptado: agosto de 2020)*

Palabras clave: fósforo disponible, materia orgánica, minerales, respiración.

### RESUMEN

La aplicación de biosólidos como enmienda orgánica para restaurar suelos degradados constituye una alternativa para su eliminación. Sin embargo, los biosólidos pueden presentar concentraciones variables de elementos traza potencialmente tóxicos (EPT) que se acumulan en los suelos alterando la actividad microbiana. Las zeolitas son minerales que tienen espacios porosos y canales internos con una elevada capacidad de intercambio catiónico. El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia del agregado de zeolitas sobre la actividad microbiana, pH, conductividad eléctrica (CE), carbono oxidable y disponibilidad de fósforo (P) en un suelo remediado con biosólidos. Se realizó un ensayo de incubación a temperatura ambiente. Se observó que la incorporación de zeolitas no modificó significativamente la actividad microbiana de los suelos sin remediar o remediados con biosólidos; sin embargo, incrementó de manera importante los valores de pH (en 2.89 y 1.18 unidades) y CE (en 4374 y 1459  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en los suelos sin enmendar o enmendados con biosólidos, y produjo una reducción significativa en la concentración de fósforo extraíble. Dado el incremento en los valores de pH y CE observados, la proporción de biosólidos y zeolitas o el empleo de riego suplementario deben evaluarse cuidadosamente cuando estas remediaciones se incorporan de forma conjunta en el suelo, para evitar salinización si el objetivo es emplear ambas remediaciones de manera conjunta con fines de restauración de suelos.

Key words: available phosphorus, minerals, organic matter, respiration.

### ABSTRACT

The application of biosolids as an organic amendment in degraded soils constitutes an alternative of disposal; however, they may contain varying concentrations of potentially toxic trace elements (PTE) that accumulate in soils and may alter microbial activity. Zeolites are minerals that have porous spaces and internal channels with a high cation-exchange capacity. The objective of this work was to determine the influence of the addition of zeolites on the microbial activity, pH, electrical conductivity (EC), oxidizable

carbon and phosphorus availability (P) in a soil amended with biosolids. An incubation experiment was carried out at room temperature. The incorporation of zeolites did not significantly modify the microbial activity of the non-amended or biosolids amended soils. However, zeolites significantly increased the pH (by 2.89 and 1.18) and EC (by 4374 and 1459  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) in the non-amended or biosolids amended soils and produced a significant reduction in the concentration of extractable phosphorus. In view of the increase in pH and EC values observed, the proportion of biosolids and zeolites or the use of supplementary irrigation should be carefully evaluated when these amendments are incorporated together, to avoid soil salinization if the objective is to use them for soil restoration.

## INTRODUCCIÓN

La correcta gestión de los biosólidos es, en la actualidad, uno de los mayores desafíos dentro del marco del desarrollo sostenible de las grandes ciudades. El término biosólido fue reconocido oficialmente en 1991 por la Federación de Medio Ambiente del Agua (WEF, del inglés Water Environment Federation), y se refiere al subproducto orgánico que resulta del tratamiento de barros domiciliarios e industriales luego de ser sometidos a algún proceso de estabilización físico, químico o biológico.

El aprovechamiento agrícola de biosólidos se encontró restringido hasta hace poco tiempo en Argentina por la carencia de una normativa legal. En julio 2018, se aprobó la Norma Técnica para el Manejo Sustentable de Barros y Biosólidos (MAyDS 2018), a partir de la cual los biosólidos dejaron de ser considerados como residuo para transformarse en un recurso factible de ser utilizado con fines ecológicos positivos (Torri y Cabrera 2017).

Los biosólidos de la ciudad de Buenos Aires presentan una elevada concentración de materia orgánica estable (Torri et al. 2003, Torri y Alberti 2012), que mejora ciertas propiedades físicas de los suelos como retención hídrica, aireación, densidad aparente, porcentaje de agregación y porcentaje de agregados estables al agua (García-Orenes et al. 2005, Torri et al. 2014, Pi et al. 2018). Por este motivo, los biosólidos suelen utilizarse a nivel mundial como enmienda orgánica en suelos marginales o para la restauración de suelos degradados (Wijesekara et al. 2017). Adicionalmente, su aplicación a los suelos permite el reciclado de macro y micronutrientes (Torri y Lavado 2002, Zerezghi et al. 2010), logrando el cierre parcial de sus ciclos biogeoquímicos (Torri et al. 2017).

Una de las principales limitantes asociadas al uso de biosólidos como enmienda orgánica es que pueden presentar una variada concentración de elementos

traza potencialmente tóxicos (EPT), que se acumulan en los suelos. Si la biodisponibilidad edáfica de los EPT es elevada, podría afectar la población o la actividad microbiana (McGrath et al. 1995), o bien la productividad de ciertos cultivos, pudiendo alcanzar niveles fitotóxicos (Torri et al. 2009).

En los últimos años, diversos investigadores observaron que las zeolitas pueden retener elementos traza en el proceso de descontaminación de aguas (Shaheen et al. 2012, Burakov et al. 2018). Las zeolitas son aluminosilicatos cristalinos hidratados que presentan una estructura tridimensional formada mayoritariamente por tetraedros de silicio (Si). Su fórmula general es  $n\text{MO} \cdot n\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$ , donde  $M$  es un catión divalente y  $x$  es mayor o igual al número de átomos de aluminio (Al) presentes (Edwards et al. 1999). Estos minerales presentan poros de diámetro uniforme en su superficie y canales internos regulares de tamaño y forma variables. Los canales internos presentan una elevada capacidad de intercambio catiónico (CIC), entre 100 y 300  $\text{cmol}_{(c)}/\text{kg}$  en las zeolitas naturales (Breck 1974). Este valor depende de la relación silicio/aluminio ( $\text{Si}^{4+}/\text{Al}^{3+}$ ) originada por sustitución isomórfica (Tsitsishvili et al. 1992; Inglezakis 2005). De esta manera, los cationes pueden adsorberse sobre la superficie externa, cavidades y canales internos de estos minerales. Lahori et al. (2020) reportaron que la incorporación de zeolitas a suelos contaminados disminuyó la biodisponibilidad de cadmio (Cd), cinc (Zn), cobre (Cu) y plomo (Pb). Stylianou et al. (2008) redujeron significativamente la concentración de Cu, cromo (Cr), níquel (Ni) y Zn en extractos acuosos luego de compostar biosólidos con zeolitas. El uso de zeolitas naturales con fines de remediación presenta como ventaja su bajo costo y su amplia disponibilidad, a la vez de que no producen contaminación adicional en el medio edáfico. Este último aspecto es de particular relevancia debido a que el suelo provee importantes funciones al

ecosistema (Adhikari y Hartemink 2016). La formulación conjunta de zeolitas con residuos orgánicos o enmiendas órgano-zeolíticas permite prolongar la perdurabilidad de los efectos de las enmiendas orgánicas en los suelos (Mumpton 1999).

La actividad microbiana edáfica es un indicador sensible utilizado para detectar cambios o perturbaciones en el equilibrio edáfico (Renella et al. 2005, Touceda-González et al. 2017). Ciertos investigadores determinaron una disminución en la biomasa microbiana en suelos enmendados con biosólidos, junto con una alteración en la diversidad y la estructura de las comunidades microbianas (Dai et al. 2004, Jeyakumar et al. 2013, Wijsekara et al. 2018). Por el contrario, otros autores reportaron incrementos en la biomasa microbiana como resultado de la incorporación de nuevas fuentes carbonadas y nutrientes provenientes del biosólido, o por la incorporación de una nueva carga microbiana al sistema (Ros et al. 2006, Gutiérrez-Ginés et al. 2017, Beauchemin et al. 2018).

El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de la incorporación de zeolitas sobre la actividad microbiana y ciertas propiedades de un suelo agrícola enmendado con biosólidos, con el fin de evaluar la factibilidad del uso conjunto de ambas enmiendas en tecnologías de restauración de suelos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó el horizonte superficial (0-15 cm) de un suelo Hapludol éntico de la provincia de Buenos Aires (36° 07' 51" S, longitud 62° 58' 32" O), en la llamada Pampa arenosa. El clima de la zona es templado con moderadas condiciones continentales. La temperatura media es de 16 °C. Se tomaron muestras compuestas de suelo prístino (n = 10) utilizando implementos adecuados para evitar contaminación. Las muestras se secaron al aire a temperatura ambiente, se molieron y tamizaron a través de una malla 10 mesh de acero inoxidable, con posterior homogeneización.

Los biosólidos se obtuvieron en la planta depuradora norte de la empresa Agua y Saneamientos Argentinos, situada en la localidad de San Fernando, provincia de Buenos Aires. Dichos biosólidos se encontraban estabilizados aeróbicamente y estaban parcialmente deshidratados, y se terminaron de secar en estufa con circulación de aire a 35 °C hasta constancia de peso. Posteriormente, se molieron con un molinillo de acero inoxidable, se tamizaron a través de una malla 10 mesh de acero inoxidable y se homogeneizaron.

Las zeolitas provinieron de depósitos naturales en la provincia de San Juan, Argentina. El análisis químico de las zeolitas se llevó a cabo en el Instituto de Tecnología Minera, utilizando la siguiente metodología analítica: estabilización de la muestra a 105-110 °C y posterior determinación de los elementos mayoritarios por fluorescencia de rayos X, dispersivo en longitud de onda, utilizando como método de preparación de muestras fusión automática. Se utilizaron materiales de referencia certificados para su calibración y validación. El suelo y los biosólidos se caracterizaron por métodos estándar (Black et al. 1965).

La actividad microbiana se determinó a mediante un ensayo de incubación. Se utilizó un diseño de bloques al azar. Se utilizaron frascos de vidrio transparente de 7 cm de diámetro y 17 cm de altura donde se colocaron 100 g de suelo. Cada recipiente constituyó una unidad experimental. Se realizaron los siguientes tratamientos, cada uno con cinco repeticiones:

- S: suelo testigo.
- B: biosólidos puros.
- Z: zeolitas puras.
- SB: suelo enmendado con 6 % (P/P) de biosólidos.
- SZ: suelo enmendado con 30 % (P/P) de zeolitas.
- SZB: suelo enmendado con 6 % (P/P) de biosólidos y 30 % (P/P) de zeolitas.

Los tratamientos se humedecieron e incubaron en frascos con tapa de rosca a 27 °C durante 98 días. La respiración microbiana se determinó en forma periódica a lo largo del ensayo: cada 48 h entre los días 1 y 6, cada tres días entre los días 9 y 21 y cada siete días a partir de día 28 hasta la finalización del ensayo. El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) producido por los microorganismos se atrapó en una solución de NaOH (Bloem et al. 2006), con posterior titulación por retorno. Los resultados se expresaron en mg C-CO<sub>2</sub>/g suelo, en base peso seco.

Al finalizar el ensayo, en cada tratamiento se determinaron el pH y la conductividad eléctrica (CE) en proporción suelo:agua 1:2.5 (Black et al. 1965). El carbono (C) oxidable se determinó mediante la metodología de Walkley y Black (1974), mientras que el fósforo (P) disponible se determinó por el método de Bray-Kurtz I (Page 1982).

### Análisis estadístico

Los resultados se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA), previa comprobación de homogeneidad (prueba de Bartlett) y de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk). En caso de no cumplirse

la homogeneidad de varianza, las variables se transformaron para su análisis estadístico (Kuehl 1994). Las transformaciones utilizadas fueron  $\ln x$ ,  $1/x$ , donde  $x$  corresponde a la variable independiente. Las medias se analizaron mediante la prueba de Tukey (HSD), con nivel de significancia  $p < 0.05$  (Zar 1999). Se utilizó el programa Statistics (v. 1.0, 2000).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos Hapludoles énticos se desarrollaron sobre material grueso, arenoso, y presentan escaso desarrollo de horizontes pedogenéticos. Estos horizontes se forman como resultado de reacciones físicas, químicas y biológicas que transforman el material parental en horizontes edáficos con características distintivas, representadas por un conjunto de rasgos o propiedades reconocibles y cuantificables (Arnold 1983). En particular, el suelo utilizado en este ensayo se desarrolló sobre sedimentos eólicos (Pereyra 2012). Su textura es franco arenosa y gruesa; presenta escasa capacidad de retención hídrica (Torri 2018), y bajo contenido de materia orgánica y nutrientes (**Cuadro I**). El suelo presentó niveles de EPT correspondientes a suelos no contaminados (Torri y Lavado 2008a, b).

Los biosólidos presentaron contenidos de nitrógeno y fósforo similares a otros abonos orgánicos (**Cuadro I**). La concentración de EPT se encontró dentro de los valores permisibles para ser aplicados a

los suelos según normativas locales (MAyDS 2018), que coinciden con las normas de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA 1993).

Las zeolitas presentaron la siguiente composición química (g/100 g): SiO<sub>2</sub>: 62.82; Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>: 15.70; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>: 2.11; TiO<sub>2</sub>: 0.32; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 0.01; MnO: 0.05; CaO: 5.91; MgO: 0.11; Na<sub>2</sub>O: 1.67; K<sub>2</sub>O: 0.92; SO<sub>3</sub>: 0.48; CIC: 150 meq/100 g; pérdida por calcinación a 1000 °C: 9.9 g/100 g. La caracterización de la zeolita mediante difracción de rayos X (XRD) indica que la fase principal es la clinoptilolita (datos no presentados).

### Actividad microbiana

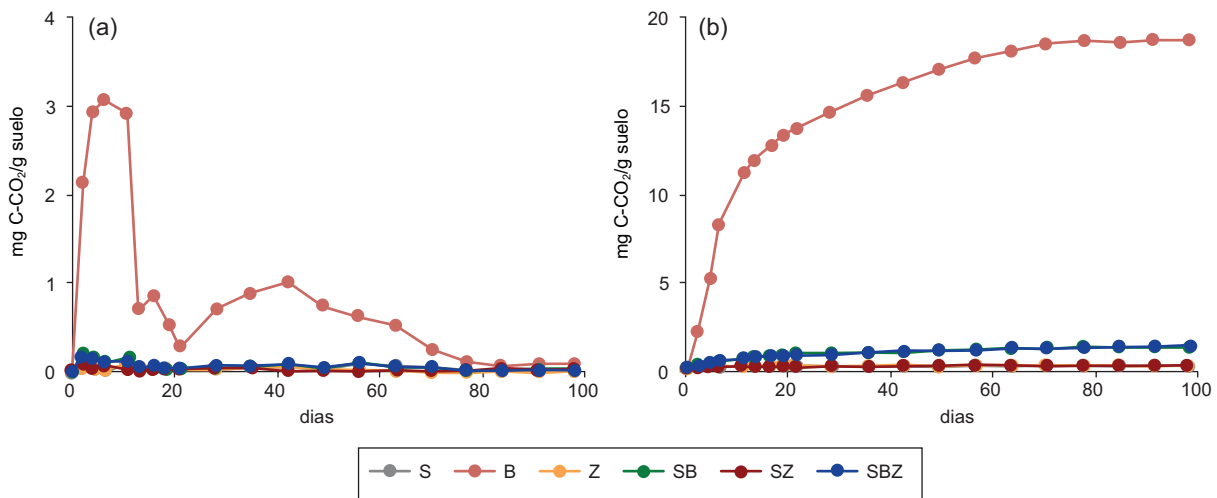
La actividad microbiana está directamente relacionada con la descomposición de residuos orgánicos (Sylvia et al. 2005), y puede ser cuantificada en forma indirecta a través de la producción de CO<sub>2</sub> (Alef 1995, Torri et al. 2018). En la **figura 1** se muestra la evolución del C-CO<sub>2</sub> en el Hapludol éntico para cada uno de los tratamientos.

El biosólido puro (tratamiento B) presentó una elevada producción de C-CO<sub>2</sub>, que alcanzó un máximo en el día 6 y un mínimo en el día 21, con posterior pulso de emisión de C-CO<sub>2</sub> en el día 40 (**Fig. 1a**). La elevada proporción de C-CO<sub>2</sub> media diaria y acumulada observada en B comparado con el resto de los tratamientos (**Fig. 1a, b**) es el resultado de la elevada actividad metabólica de los microorganismos propios de los biosólidos, maximizados por las condiciones de humedad de las muestras y la elevada disponibilidad de nutrientes (Pourcher et al. 2007, Oliveira et al. 2019).

La incorporación de biosólidos en los suelos disminuyó significativamente la producción de C-CO<sub>2</sub> respecto a B (**Fig. 1a, b**). En la **figura 2** se observa en mayor escala la tasa de respiración diaria (**Fig. 2a**) y acumulada (**Fig. 2b**) en los tratamientos con suelo y zeolitas. Dicha disminución está asociada con la reducción en la población de los microorganismos originalmente presentes en los biosólidos. Los microorganismos entéricos generalmente no se encuentran adaptados a la supervivencia en medios naturales, y en el sistema edáfico se encuentran sujetos a variables como contenido de humedad, temperatura, luz solar, organismos competitivos, nutrientes y tipo de suelo (McLain et al. 2017). El tiempo de decaimiento puede fluctuar entre cuatro y 56 días (Schwarz et al. 2014), y se encuentra relacionado con la actividad biológica de los microorganismos autóctonos edáficos, la cual se ve incrementada por la mayor disponibilidad de nutrientes en los suelos

**CUADRO I.** PROPIEDADES DEL SUELO Y DE LOS BIOSÓLIDOS UTILIZADOS.

Parámetro	Hapludol éntico Franco arenoso	Biosólidos
Textura		
% arcilla	7.8	
% limo	24.6	
% arena	67.5	
C total (mg/g)	12.9	251
N total (mg/g)	1.38	19.3
P total (mg/g)	0.67	7.2
CE (dS/m)	0.61	0.90
pH	5.8	5.8
CIC (cmol <sub>(c)</sub> /kg)	14	11.95
Cationes de cambio		
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>(c)</sub> /kg)	6.7	22.5
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>(c)</sub> /kg)	1.5	5.6
K <sup>+</sup> (cmol <sub>(c)</sub> /kg)	2.3	14.7
Cu total (mg/kg)	18.2	750.8
Pb total (mg/kg)	15.3	334.2
Zn total (mg/kg)	46.7	2500



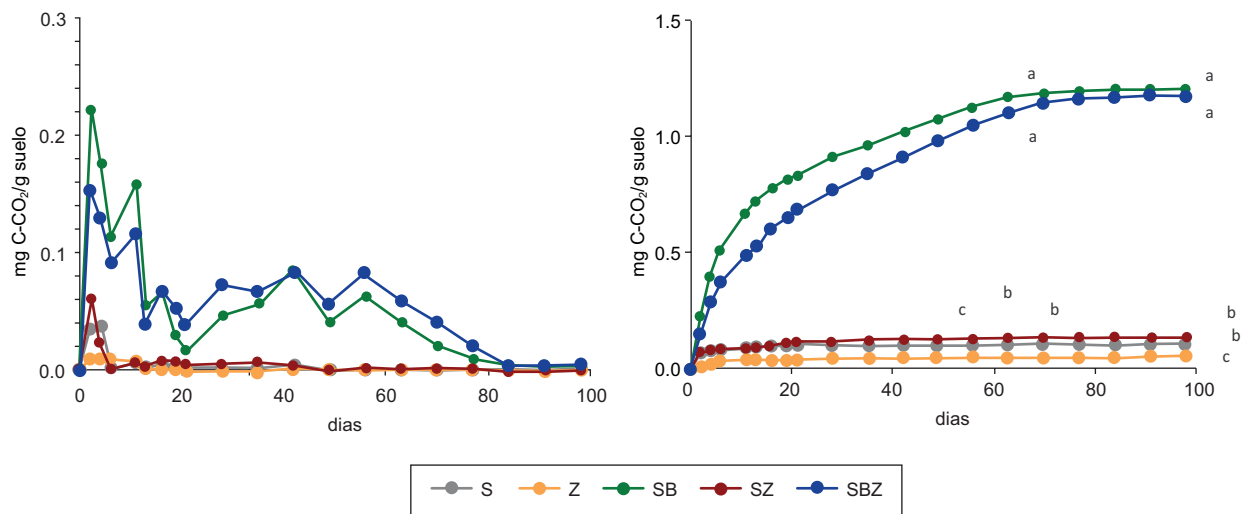
**Fig. 1.** (a) Respiración media en cada una de las fechas de muestreo; (b) respiración acumulada a lo largo del periodo de incubación en todos los tratamientos.

enmendados con biosólidos y por el aumento en la humedad del medio, como consecuencia del mayor contenido de materia orgánica. Estos factores originan un efecto antagónico sobre los microorganismos introducidos en el suelo a través de los biosólidos (Sidhu et al. 2001).

En comparación con el suelo testigo, la incorporación de biosólidos en los suelos incrementó significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ) la respiración y la producción acumulada de C-CO<sub>2</sub> desde el inicio del ensayo. En general, los suelos con bajo contenido de materia orgánica, como es el caso del suelo

estudiado (**Cuadro I**), presentan un incremento en la tasa de respiración frente a la adición de biosólidos (de Andrés et al. 2012, Torri y Cabrera 2017). Otros autores observaron que la aplicación de enmiendas orgánicas aumenta también la diversidad microbiana (Girvan et al. 2004, Grayston et al. 2004) y la densidad bacteriana (van Bruggen y Semenov 2000). Sin embargo, otros trabajos revelaron disminución en la tasa de respiración como consecuencia de la presencia de EPT en los biosólidos (Das y Dkhar 2012).

La aplicación conjunta de biosólidos y zeolitas no alteró la producción de CO<sub>2</sub> en comparación con



**Fig. 2.** (a) Respiración media en cada una de las fechas de muestreo para todos los tratamientos exceptuando el tratamiento biosólido puro; (b) respiración acumulada durante la incubación para todos los tratamientos exceptuando el tratamiento biosólido puro

el tratamiento SB. En los tratamientos SB y SBZ, la producción de C-CO<sub>2</sub> se incrementó desde el inicio del ensayo (día 0), enfatizando la ausencia de una fase *lag* o de mínima producción de CO<sub>2</sub> que se origina en ciertos suelos por adaptación de los microorganismos a las nuevas condiciones edáficas. En ambos tratamientos, la producción de C-CO<sub>2</sub> fue máxima entre los días 0 y 11. En dicho periodo, la cantidad emitida de C-CO<sub>2</sub> siguió el orden de significancia SB ≥ SBZ > S ≈ SZ ≥ Z (**Fig. 2a**). A partir de día 11, la respiración media en los suelos enmendados con biosólidos (SB, SBZ) fluctuó, hasta llegar a un mínimo en el día 84.

En los tratamientos S y SZ, la liberación de C-CO<sub>2</sub> correspondió a la mineralización de las fracciones orgánicas lábiles del suelo, con la consecuente producción de energía y liberación de nutrientes para el crecimiento de los microorganismos. No se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos. La naturaleza mineral de las zeolitas explica su baja tasa de producción de C-CO<sub>2</sub>.

En las **figuras 1b** y **2b** se muestra la evolución del C-CO<sub>2</sub> acumulado. En los tratamientos B, SB y SBZ se observó una primera fase de mayor pendiente originada por una mayor tasa de liberación de carbono, seguida de una segunda fase de menor pendiente. Estos resultados pueden explicarse en función de la biodegradabilidad de la fracción orgánica proveniente de los biosólidos. Posteriormente, y a medida que se reduce la labilidad de la materia orgánica de la enmienda, la tasa de respiración de microorganismos disminuye. En SB y SBZ no se descarta la presencia de ciertos microorganismos provenientes de los biosólidos capaces de sobrevivir en el medio edáfico (Kao et al. 2006). No se observaron diferencias significativas en la respiración acumulada entre los tratamientos SBZ y SB, ni entre SZ y S (**Fig. 2b**). Estos resultados sugieren que la incorporación de zeolitas no originó una mejora en las

condiciones edáficas para la actividad microbiana respecto al suelo testigo, en contraposición con lo observado por Kozlov et al. (2019).

### pH y CE

Al final del ensayo se observó un descenso del pH en el suelo testigo respecto a su valor inicial (**Cuadro II**). Estos resultados están relacionados con la mineralización de la materia orgánica nativa del suelo (que origina la formación de ácidos orgánicos de baja masa molar), a la liberación de amonio (que contribuye al descenso del pH edáfico por posteriores procesos de nitrificación [Singh et al. 2012]) y a la baja capacidad de amortiguamiento (*buffer*) del suelo (**Cuadro I**).

El pH del tratamiento SB no difirió significativamente respecto a S. Se hubiese esperado que SB presentara mayor alcalinidad debido a la elevada concentración de Ca incorporada a través de los biosólidos (Torri y Lavado 2002). La intensa actividad microbiana observada pudo haber incrementado la acidez debido a la mineralización de la materia orgánica (Singh et al. 2012), disminuyendo el efecto encalante originado por la liberación de Ca.

El tratamiento Z presentó valores de pH significativamente más elevados que S (Tukey,  $p < 0.05$ ). Las zeolitas presentan en su composición metales de los grupos 1 y 2 (Na, K, Ca y Mg), los cuales son fácilmente intercambiados por otros iones presentes en la solución del suelo que le confieren pH alcalino. De esta manera, la incorporación de zeolitas en los suelos (SZ y SBZ) originó un incremento significativo de pH en comparación con los respectivos tratamientos sin zeolitas (S y SB) debido al intercambio de esos iones con H<sup>+</sup> presentes en la solución del suelo (Edwards et al. 1999).

El cambio de pH en los suelos puede alterar las poblaciones microbianas (Liu et al. 2018). En un trabajo anterior, se observó que condiciones alcali-

**CUADRO II.** VALORES DE pH, CE, CARBONO OXIDABLE Y FÓSFORO DISPONIBLE EN CADA TRATAMIENTO.

	pH	CE (μS/cm)	% C oxidable	P disponible (mg P/kg)
S	5.26 ± 0.03d	476.0 ± 22.0d	0.603 ± 0.059c	9.83 ± 0.6c
Z	8.15 ± 0.01a	4850.0 ± 20.4a		1.55 ± 0.3d
SZ	7.70 ± 0.02b	1818.5 ± 75.6c	0.694 ± 0.050bc	8.25 ± 0.8c
SB	5.25 ± 0.03d	2011.3 ± 61.0c	0.930 ± 0.083a	36.16 ± 2.4a
SBZ	6.43 ± 0.04c	3470.0 ± 52.8b	0.893 ± 0.070ab	24.7 ± 2.1b

\*Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey,  $p < 0.05$ ).

nas pueden incrementar la tasa de descomposición de la materia orgánica (Torri et al. 2003), mientras que condiciones ácidas pueden reducirla (Bernal et al. 1998). En este ensayo no se observó que el pH afectara la tasa de respiración microbiana (**Fig. 2**). Sin embargo, el pH del suelo está relacionado con la biodisponibilidad de macro y micronutrientes vegetales, siendo  $\text{pH} = 5.5\text{-}6.5$  el rango de mayor disponibilidad. En ese sentido, en los tratamientos SB y SBZ no se afectaría la disponibilidad de nutrientes; no obstante, la incorporación de zeolitas al suelo (tratamiento SZ) originó que el pH ascendiera hasta 7.7 (a  $\text{pH} \geq 6.5$  comienzan a precipitarse fosfatos cálcicos, compuestos de hierro, manganeso, cobre y cinc, pudiendo originar condiciones de deficiencia de nutrientes para las especies vegetales [Torri et al. 2011]). Estos resultados indican que la dosis de 30 % (P/P) de zeolitas podría originar deficiencia de algún nutriente al ser incorporada en un suelo de textura arenosa.

Todos los tratamientos presentaron valores de CE significativamente mayores a S (Tukey,  $p < 0.05$ ). El tratamiento con zeolitas puras (Z) presentó los valores más elevados de CE ( $4850 \pm 20.4 \mu\text{S}/\text{cm}$ , **Cuadro II**). Estos resultados están relacionados con la elevada proporción de Na y K intercambiables presentes en dicho mineral (Palmer y Gunter 2000). Estos cationes se encuentran débilmente adsorbidos y pueden ser fácilmente desplazados o sustituidos por otros en función del potencial iónico (Schulthess et al. 2011). Consecuentemente, la incorporación de zeolitas en los suelos incrementó significativamente los valores de CE en SZ con relación a S.

La incorporación de biosólidos (SB) incrementó significativamente la CE respecto a S (**Cuadro II**). Estos resultados están relacionados con la liberación de cationes en la solución del suelo debido a la mineralización de la materia orgánica del biosólido (Torri et al. 2009). No se observaron diferencias significativas entre los tratamientos SZ y SB, lo cual indica que, en las dosis aplicadas, el aporte de electrolitos al suelo por parte de ambas enmiendas fue similar. La incorporación conjunta de biosólidos y zeolitas al suelo (SBZ) incrementó significativamente la CE con relación a SB y SZ. Dicho incremento fue superior al correspondiente al aporte individual de cada enmienda, lo cual indica un efecto sinérgico en cuanto al aporte de sales. Este resultado no coincide con lo observado por otros autores, que determinaron valores de CE significativamente inferiores en compost de biosólidos adicionados con 20 % de clinoptilolita con relación al compost elaborado con biosólido puro (Stylianou et al. 2008). El valor tan

elevado de CE observado en SBZ en comparación con S podría dificultar la implantación de especies vegetales sensibles por efecto osmótico, convirtiéndose en una potencial limitante.

### Carbono oxidable

Al finalizar el ensayo, la concentración de C oxidable siguió el orden de significancia  $\text{SB} \geq \text{SBZ} \geq \text{SZ} \geq \text{S}$  (Tukey,  $p < 0.05$ ; **Cuadro II**). La reserva de carbono lábil en los tratamientos SB y SBZ fue significativamente mayor (Tukey,  $p < 0.05$ ) que el correspondiente al suelo testigo. No se observaron diferencias significativas en los valores de carbono oxidable entre SB y SBZ, en concordancia con los datos de respiración analizados previamente. Sin embargo, estos resultados no coinciden con los reportados por Stylianou et al. (2008), quienes observaron que el compostaje de biosólidos con 20 % de zeolitas disminuyó significativamente el porcentaje de carbono oxidable como consecuencia del incremento en la porosidad del sustrato (Zorpas et al. 2000). Villaseñor et al. (2011) también reportaron disminuciones significativas en el contenido de carbono oxidable al compostar biosólidos con un 25 % de zeolitas. En este trabajo, la incorporación de zeolitas produjo una disminución en el contenido de C oxidable en SBZ respecto a SB, posiblemente por mejorar las condiciones de oxigenación y retención de humedad (Soudejani et al. 2019), y un aumento en SZ respecto de S al incrementar la capacidad de retención hídrica del suelo arenoso, de acuerdo con lo observado por Stylianou et al. (2008). Sin embargo, dichas variaciones no llegaron a ser significativas.

### Fósforo disponible

El contenido total de P en el biosólido fue de 7200 mg/kg, dentro del rango informado por Torri et al. (2017). Al finalizar el periodo de incubación el contenido de P disponible en el tratamiento con biosólido puro (B) fue de 94.98 mg/kg, que representa 1.32 % del P total presente en el biosólido (**Cuadro II**). Esta baja proporción de P disponible posiblemente se deba a la presencia de óxidos de Fe y Mn presentes en la matriz inorgánica de los biosólidos, que favorece la adsorción y retención de P en formas de baja disponibilidad (Torri 2010).

La incorporación de biosólidos en las muestras de suelo incrementó significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ) la disponibilidad de P en todos los tratamientos (**Cuadro II**). El tratamiento SB presentó la mayor disponibilidad, con un incremento de 368 % respecto a S. Sin embargo, la incorporación conjunta de

biosólidos y zeolitas (SBZ) originó un incremento de menor magnitud con relación a S, significativamente inferior a SB. Dicho incremento fue de 251 % respecto de S (**Cuadro II**).

Se han propuesto dos mecanismos para explicar la disminución de P originada por la presencia de zeolitas. A  $\text{pH} < 7$ , la adsorción es el proceso dominante, en tanto que a mayores valores de pH las condiciones son favorables para la formación de fosfatos insolubles (Song et al. 2002, Lu et al. 2009, Antunes et al. 2018, Novikova et al. 2019). En el tratamiento SBZ el pH fue de 6.43, con lo cual es probable que ambos procesos hayan contribuido a la retención de P. Los iones calcio que ingresan a la solución del suelo como resultado del intercambio iónico en la zeolita, se combinan con los aniones fosfato, formando sales poco solubles que se precipitan. Dicha precipitación puede ocurrir incluso dentro de la matriz de la zeolita, de acuerdo con lo observado por Novikova et al. (2019). Por otro lado, la adsorción de iones fosfato sobre zeolitas es eficiente y altamente selectiva para este anión (Chitrakar et al. 2006, Nguyen et al. 2014). Se trata de un proceso rápido que generalmente alcanza el equilibrio al cabo de unas pocas horas de contacto (Gérard 2016). Teniendo en cuenta que el pH registrado en SBZ al final del ensayo fue ligeramente inferior a 7, es probable que el proceso de adsorción sobre las zeolitas haya contribuido a disminuir la disponibilidad de P en dicho tratamiento, en concordancia con los resultados observados por Shepherd et al. (2016).

El agregado de zeolitas a muestras de suelo (SZ) no originó diferencias significativas (Tukey,  $p < 0.05$ ) en la disponibilidad de P en comparación con S. Si bien la incorporación de zeolitas incrementó el pH al final del ensayo por encima de 7, la baja disponibilidad de P en S no permitió que se manifestaran diferencias significativas entre ambos tratamientos.

Cabe destacar que la estructura porosa de las zeolitas permite que el P retenido en los suelos enmendados sea liberado posteriormente en forma lenta, pudiendo ser absorbido por las especies vegetales (Mikhak et al. 2017), lo cual minimiza impactos ambientales. Cabe destacar que, en la mayoría de las legislaciones, las tasas de aplicación anual de biosólidos están determinadas por el requerimiento de N de los cultivos. Como las cantidades de P aplicadas a través de los biosólidos a menudo exceden la tasa de absorción de los cultivos, más del 95 % del P permanece en los suelos (Corrêa 2004). Si bien este exceso de P en los suelos no es perjudicial para las plantas, según la tecnología de aplicación de los biosólidos, existe el riesgo de movilización de P particulado o soluble por escorrentía.

El problema surge cuando las aguas de escorrentía presentan contenidos ambientalmente inaceptables de P disuelto y se movilizan hacia cuerpos de agua superficiales (Maguire et al. 2005). Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que la aplicación conjunta de zeolitas con biosólidos podría minimizar estos procesos. No obstante, se requiere de mayor investigación para confirmarlo.

## CONCLUSIONES

La incorporación de 30 % (P/P) de zeolitas incrementó significativamente los valores de pH y CE en el suelo testigo y en el suelo enmendado con biosólidos. Estos resultados constituyen la principal limitante de la aplicación conjunta de biosólidos y zeolitas, ya que cambios bruscos de pH afectan la disponibilidad y absorción de nutrientes, mientras que valores altos de CE dificultan la absorción de agua por parte de las raíces. Sin embargo, en suelos con buen drenaje las sales podrían lavarse con el tiempo. De esta manera, esta tecnología podría aplicarse junto con un sistema de riego que asegure la movilización vertical de las sales por debajo de la zona rizosférica.

Ni la actividad microbiana del suelo prístino o del suelo enmendado con biosólidos, ni la proporción de carbono oxidable, se vieron afectadas por el agregado de zeolitas. Por el contrario, el agregado de zeolitas a los suelos enmendados con biosólidos produjo una disminución significativa de la disponibilidad de fósforo en comparación con los suelos enmendados con biosólidos. De esta manera, las zeolitas podrían actuar posteriormente como un fertilizante fosforado de liberación lenta, minimizando potenciales impactos ambientales negativos ocasionados por la elevada proporción de P incorporado a través de los biosólidos.

Los resultados obtenidos en el presente estudio son promisorios respecto del uso conjunto de biosólidos y zeolitas como enmienda órgano-mineral. De todos modos, el tipo de zeolita utilizada, la proporción de biosólidos con zeolitas o el uso de riego suplementario deben ser cuidadosamente analizados si el objetivo es emplear zeolitas y biosólidos con fines de restauración de suelos.

## REFERENCIAS

- Adhikari K. y Hartemink A.E. (2016). Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma* 262, 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>



- Alef K. (1995). Soil respiration. En: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (Nannipieri K.A.P., Ed.). Academic Press Limited, San Diego, Estados Unidos, pp. 214-219.
- Antunes E., Jacob M.V., Brodie G. y Schneider P.A. (2018). Isotherms, kinetics and mechanism analysis of phosphorus recovery from aqueous solution by calcium-rich biochar produced from biosolids via microwave pyrolysis. *J. Environ. Chem. Eng.* 6(1), 395-403. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.12.011>
- Arnold R.W. (1983). Concepts of soils and pedology. En: *Pedogenesis and soil taxonomy: I. Concepts and interactions* (Wilding L.P., Smeck N.E. y Hall G.F., Eds.). Elsevier, Amsterdam, Holanda, pp. 1-21.
- Beauchemin S., Clemente J.S., Thibault Y., Langley S., Gregorich E. G. y Tisch B. (2018). Geochemical stability of acid-generating pyrrhotite tailings 4 to 5 years after addition of oxygen-consuming organic covers. *Sci. Total Environ.* 645, 1643-1655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.261>
- Bernal M.P., Sánchez-Monedero M.A., Paredes C. y Roig A. (1998). Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 69 (3), 175-189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00106-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00106-6)
- Black C.A., Evans D.D., White J.L. Ensminger L.E. y Clark F.E. (1965). *Methods of soil analysis*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, Estados Unidos, 1569 pp.
- Bloem J., Hopkins D.W. y Benedetti A. (2006). *Microbiological methods for assessing soil quality*. CABI publishing, Oxford, Reino Unido, 325 pp.
- Breck D.W. (1974). *Zeolite molecular sieves: Structure, chemistry, and use*. Wiley, Nueva York, Estados Unidos, 771 pp.
- Burakov A.E., Galunin E.V., Burakova I.V., Kucherova A.E., Agarwal S., Tkachev A.G. y Gupta V.K. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotox. Environ. Safe.* 148, 702-712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>
- Chitrakar R., Tezuka S., Sonoda A., Sakane K., Ooi K. y Hirotsu T. (2006). Phosphate adsorption on synthetic goethite and akaganeite. *J. Colloid. Interf. Sci.* 298 (2), 602-608. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.12.054>
- Corrêa R.S. (2004). Efficiency of five biosolids to supply nitrogen and phosphorus to ryegrass. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 39 (11), 1133-1139. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004001100012>
- Dai J., Becquer T., Rouiller J.H., Reversat G., Bernhard-Reversat F. y Lavelle P. (2004). Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Appl. Soil Ecol.* 25 (2), 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.003>
- Das B.B. y Dkhar M.S. (2012). Organic amendment effects on microbial population and microbial biomass carbon in the rhizosphere soil of soybean. *Commun. Soil Sci. Plan.* 43 (14), 1938-1948. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.689401>
- De Andrés E.F., Tenorio J.L., del Mar Albarrán M. y Walter, I. (2012). Carbon dioxide flux in a soil treated with biosolids under semiarid conditions. *Compost Sci. Util.* 20 (1), 43-48. <https://doi.org/10.1080/1065657x.2012.10737021>
- Edwards R., Rebedea I., Lepp N.W. y Lovell A.J. (1999). An investigation into the mechanism by which synthetic zeolites reduce labile metal concentrations in soils. *Environ. Geochem. Health.* 21 (2), 157-173. <https://doi.org/10.1023/A:1006677115486>
- García-Orenes F., Guerrero C., Mataix-Solera J., Navarro-Pedreño J., Gómez I. y Mataix-Beneyto J. (2005). Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Tillage Res.* 82 (1), 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.06.004>
- Gérard F. (2016). Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. *Geoderma* 262, 213–226. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.036>
- Girvan M.S., Bullimore J., Ball A.S., Pretty J.N. y Osborn A.M. (2004). Responses of active bacterial and fungal communities in soils under winter wheat to different fertilizer and pesticide regimens. *Appl. Environ. Microb.* 70 (5), 2692-2701. <https://doi.org/10.1128/aem.70.5.2692-2701.2004>
- Grayston S., Campbell C., Bardgett R., Mawdsley J., Clegg C., Ritz K., Griffiths B.S., Rodwell J.S., Edwards S.J., Davies W.J., Elston D.J. y Millard P. (2004). Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity using CLPP, PLFA and community DNA techniques. *Appl. Soil Ecol.* 25 (1), 63-84. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00098-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00098-2)
- Gutiérrez-Ginés M.J., Robinson B.H., Esperschuetz J., Madejón E., Horswell J. y McLenaghan R. (2017). Potential use of biosolids to reforest degraded areas with New Zealand native vegetation. *J. Environ. Qual.* 46 (4), 906-914. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.04.0139>
- Inglezakis V.J. (2005). The concept of “capacity” in zeolite ion-exchange systems. *J. Colloid Interface Sci.* 281 (1), 68-79. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.082>
- Jeyakumar P., Loganathan P., Anderson C.W.N., Sivakumaran S. y McLaren R.G. (2013). Comparative tolerance

- of *Pinus radiata* and microbial activity to copper and zinc in a soil treated with metal-amended biosolids. *Environ. Sci. Pollut. R.* 21 (5), 3254-3263. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2271-z>
- Kao P.-H., Huang C.-C. y Hseu Z.-Y. (2006). Response of microbial activities to heavy metals in a neutral loamy soil treated with biosolid. *Chemosphere* 64 (1), 63-70. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.11.039>
- Kozlov A.V., Kulikova A.H., Selitskaya O.V. y Uromova I.P. (2019). Stability of microbiological activity of the sod-podsolic soil when applying diatomite and zeolite. *Tomsk State University Journal of Biology* 2019 (46), 26-47. <https://doi.org/10.17223/19988591/46/2>
- Kuehl R.O. (1994). Diagnosing agreement between the data and the model. En: *Statistical principles of research design and analysis* (Kuehl R.O., Ed.). Duxbury Press, California, Estados Unidos, pp. 108-128.
- Lahori A.H., Mierzwa-Hersztek M., Demiraj E., Sajjad R.U., Ali I., Shehnaz H., Aziz A., Zuberi M.H., Pirzada A.M., Hassan K. y Zhang Z. (2020). Direct and residual impacts of zeolite on the remediation of harmful elements in multiple contaminated soils using cabbage in rotation with corn. *Chemosphere* 126317. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126317>
- Liu J., Liu M., Wu M., Jiang C., Chen X., Cai Z., Wang B., Zhang J., Zhang T. y Li Z. (2018). Soil pH rather than nutrients drive changes in microbial community following long-term fertilization in acidic Ultisols of southern China. *J. Soil Sediment.* 18 (5), 1853-1864. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1934-2>
- Lu S.G., Bai S.Q., Zhu L., y Shan H.D. (2009). Removal mechanism of phosphate from aqueous solution by fly ash. *J. Hazard. Mater.* 161 (1), 95-101. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.123>
- Maguire R.O., Chardon W.J. y Simard R.R. (2005). Assessing potential environmental impacts of soil phosphorus by soil testing. En: *Phosphorus: Agriculture and the environment* (Sims J.T. y Sharpley A.N., Eds.). American Society of Agronomy (ASA), Crop Science Society of America (CSSA) y Soil Science Society of America (SSSA), Madison, EUA, pp. 145-180. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46>
- MAyDS (2018). Resolución 410/18. Manejo sustentable de barros y biosólidos generados en plantas depuradoras de efluentes líquidos cloacales y mixtos cloacales-industriales. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Argentina. Boletín oficial. 16 de julio.
- McGrath S.P., Chaudri A.M. y Giller K.E. (1995). Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J. Ind. Microbiol.* 14 (2), 94-104. <https://doi.org/10.1007/bf01569890>
- McLain J.E., Rock C.M. y Gerba C.P. (2017). Environmental antibiotic resistance associated with land application of biosolids. En: *Antimicrobial resistance in wastewater treatment processes* (Keen P.L. y Fugère R., Eds.). John Wiley & Sons, EUA, 241-252. <https://doi.org/10.1002/9781119192428>
- Mikhak A., Sohrabi A., Kassae M.Z. y Feizian M. (2017). Synthetic nanozeolite/nanohydroxyapatite as a phosphorus fertilizer for German chamomile (*Matricaria chamomilla* L.). *Ind. Crop Prod.* 95, 444-452. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.10.054>
- Mumpton F.A. (1999). La roca mágica: Uses of natural zeolites in agriculture and industry. *PNAS* 96 (7), 3463-3470. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3463>
- Nguyen T.A.H., Ngo H.H., Guo W.S., Zhang J., Liang S., Lee D.J., Nguyen P.D. y Bui X.T. (2014). Modification of agricultural waste/by-products for enhanced phosphate removal and recovery: Potential and obstacles. *Bioresour. Technol.* 169, 750-762. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.047>
- Novikova A., Nazarenko O.B., Vtorushina A.N. y Zadorozhnaya T.A. (2019). Characterization of Badinsk zeolite and its use for removal of phosphorus and nitrogen compounds from wastewater. *Mater. Sci. Forum.* 970, 7-16. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/msf.970.7>
- Oliveira F.C., de Faria M.F., Bertocini E.I., Hachich E.M., Guerrini I.A., Passos J.R.S., James J.N., Harrison R.B., Feitoza T.G., Chiaradia J.J., Abreu-Junior C.H. y Firme-de-Moraes L.P. (2019). Persistence of faecal contamination indicators and pathogens in Class B biosolids applied to sugarcane fields. *J. Environ. Qual.* 48 (2), 526-530. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.07.0270>
- Page A.L. (1982). *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties.* 2nd ed. (Part 2). Agronomy Monographs series. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, EUA, 1159 pp.
- Palmer J.L. y Gunter M.E. (2000). Optical properties of natural and cation-exchanged heulandite group zeolites. *Am. Mineral.* 85 (1), 225-230. <https://doi.org/10.2138/am-2000-0122>
- Pereyra F.X. (2012). *Suelos de la Argentina.* Anales 50. SEGEMAR-AACS-GAEA. Buenos Aires, Argentina, 178 pp.
- Pi H., Sharratt B., Schillinger W.F., Bary, A.I. y Cogger C.G. (2018). Wind erosion potential of a winter wheat-summer fallow rotation after land application of biosolids. *Aeolian Res.* 32, 53-59. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2018.01.009>
- Pourcher A.-M., Françoise P.-B., Virginie F., Agnieszka G., Vasilica S. y Gérard M. (2007). Survival of faecal indicators and enteroviruses in soil after land-spreading of municipal sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.* 35 (3), 473-479. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.10.005>

- Renella G., Mench M., Landi L. y Nannipieri P. (2005). Microbial activity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 37 (1), 133-139. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.015>
- Ros M., Pascual J.A., García C., Hernández M.T. e Insam H. (2006). Hydrolases activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different compost. *Soil Biol. Biochem.* 38 (12), 3443-3452. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.05.017>
- Schulthess C.P., Taylor R.W. y Ferreira D.R. (2011). The nanopore inner sphere enhancement effect on cation adsorption: Sodium and nickel. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75 (2), 378-388. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0129nps>
- Schwarz K.R., Sidhu J.P.S., Pritchard D.L., Li Y. y Toze S. (2014). Decay of enteric microorganisms in biosolids-amended soil under wheat (*Triticum aestivum*) cultivation. *Water Res.* 59, 185-197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.037>
- Shaheen S.M., Derbalah A.S. y Moghanm F.S. (2012). Removal of heavy metals from aqueous solution by zeolite in competitive sorption system. *Int. J. Environ. Sci. Dev.* 3 (4), 362-367. <https://doi.org/10.7763/IJESD.2012.V3.248>
- Shepherd J.G., Sohi S.P. y Heal K.V. (2016). Optimising the recovery and re-use of phosphorus from wastewater effluent for sustainable fertiliser development. *Water Res.* 94, 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.038>
- Sidhu J., Gibbs R.A., Ho G.E. y Unkovich J. (2001). The role of indigenous microorganisms in suppression of salmonella regrowth in composted biosolids. *Water Res.* 35 (4), 913-920. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00352-3](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00352-3)
- Singh U., Sanabria J., Austin E.R. y Agyin-Birikorang S. (2012) Nitrogen transformation, ammonia volatilization loss, and nitrate leaching in organically enhanced nitrogen fertilizers relative to urea. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76 (5), 1842-1854. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0304>
- Song Y., Hahn H.H. y Hoffmann E. (2002). Effects of solution conditions on the precipitation of phosphate for recovery. *Chemosphere* 48 (10), 1029-1034. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(02\)00183-2](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00183-2)
- Soudejani H.T., Kazemian H., Inglezakis V.J. y Zorpas A.A. (2019). Application of zeolites in organic waste composting: A review. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 101396. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396>
- Stylianou M.A., Inglezakis V.J., Moustakas K.G. y Loizidou M.D. (2008). Improvement of the quality of sewage sludge compost by adding natural clinoptilolite. *Desalination* 224 (1-3), 240-249. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.06.009>
- Sylvia D.M., Hartel P.G., Fuhrmann J.J. y Zuberer D.A. (2005). Principles and applications of soil microbiology. 2nd ed. Prentice Hall, Nueva Jersey, EUA, 672 pp.
- Torri S.I. y Lavado R.S. (2002). Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo* 20 (2), 98-109.
- Torri S.I., Álvarez R. y Lavado R. (2003) Mineralization of carbon from sewage sludge in three soils of the Argentine pampas. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.* 34, 2035-2043. <https://doi.org/10.1081/CSS-120023235>
- Torri S.I. y Lavado R. (2008a). Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge. *Waste Manage.* 28 (5), 821-832. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.020>
- Torri S.I. y Lavado R. (2008b). Zn distribution in soils amended with different kinds of sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 88 (4), 1571-1579. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.026>
- Torri S.I., Zubillaga M. y Cusato M. (2009). Potential of *Discaria Americana* for metal immobilization on soils amended with biosolid and ash-spiked biosolids. *Int. J. Phytoremediat.* 11 (2), 187-199. <https://doi.org/10.1080/15226510802378475>
- Torri S.I. (2010). Feasibility of using a mixture of sewage sludge and incinerated sewage sludge as a soil amendment. En: *Sludge: Types, treatment processes and disposal* (Baily R.E., Ed.). Nova Science Publishers, Hauppauge, EUA, 187-208.
- Torri S.I., Urricariet A.S. y Lavado R. (2011). Micronutrient availability in crop soils of the Pampas region, Argentina. En: *Soil nutrients* (Miransari M., Ed.). Nova Science Publishers, Hauppauge, EUA, 277-296.
- Torri S.I. y Alberti C. (2012). Characterization of organic compounds from biosolids of Buenos Aires City. *J. Soil Sci. Plant Nut.* 12 (1), 143-152. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162012000100012>
- Torri S.I., Corrêa R.S. Renella G., Vadecantos A. y Perelomov L. (2014). Biosolids soil application: Agronomic and environmental implications 2013. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2014, 314730. <https://doi.org/10.1155/2014/314730>
- Torri S.I. y Cabrera M. (2017). Environmental impact of biosolids land application. En: *Organic waste: Management strategies, environmental impact and emerging regulations* (M. Collins, Ed.). Nova Science Publishers, Hauppauge, EUA, 185-208.
- Torri S.I., Corrêa R.S. y Renella G. (2017). Biosolids application to agricultural land: A contribution to global phosphorus recycle. *Pedosphere* 27 (1), 1-16. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60106-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60106-0)

- Torri S.I. 2018. The effects of organic amendments on soil carbon sequestration. En: Carbon sequestration: Methods, concerns and challenges (Busch E., Ed.). Nova Science Publishers, Hauppauge, EUA, 143-167.
- Torri S.I., Cabrera M.N. y Alberti C. (2018). Respiración potencial durante la bioestimulación de un suelo contaminado con hidrocarburos aromáticos policíclicos. *Rev. Int. de Contam. Ambie.* 34 (1), 127-136. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.11>
- Touceda-González M., Prieto-Fernández Á., Renella G., Giagnoni L., Sessitsch A., Brader G., Kumpiene J., Dimitriou I., Eriksson J., Friesl-Hanl W., Galazka R., Janssen J., Mench M., Müller I., Neu S., Puschenreiter M., Siebielec G., Vangronsveld J. y Kidd P.S. (2017). Microbial community structure and activity in trace element-contaminated soils phytomanaged by gentle remediation options (GRO). *Environ. Poll.* 231, 237-251. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.097>
- Tsitsishvili G.V, Andronikashvili T.G, Kirov G.N. y Filizova L.D. (1992). Natural zeolites. Ellis Horwood, Chichester, Reino Unido, 297 pp.
- USEPA (1993). 40 CFR, parts 257, 403 and 503. EPA 822/Z-93/001. The standards for the use or disposal of sewage sludge. Final rules. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, EUA.
- Van Bruggen A.H.C. y Semenov A.M. (2000). In search of biological indicators for plant health and disease suppression. *Appl. Soil Ecol.* 15 (1), pp. 13-24. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00068-8](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00068-8)
- Villaseñor J., Rodríguez L. y Fernández F.J. (2011). Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor. *Bioresource Technol.* 102 (2), 1447-1454. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.085>
- Walkley A. y Black A. (1974). A critical examination of rapid methods for determining organic carbon in soils. *Soil Sci.* 63 (4), 251-264. <https://doi.org/10.1097/00010694-194704000-00001>.
- Wijesekara H., Bolan N.S., Thangavel R., Seshadri B., Surapaneni A., Saint C., Hetherington C., Matthews P. y Vithanage M. (2017). The impact of biosolids application on organic carbon and carbon dioxide fluxes in soil. *Chemosphere* 189, 565-573. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.090>
- Wijesekara H., Bolan N.S., Bradney L., Obadamudalige N., Seshadri B., Kunhikrishnan A., Dharmarajan R., Sik Ok Y., Rinklebe J., Kirkham M.B. y Vithanage M. (2018). Trace element dynamics of biosolids-derived microbeads. *Chemosphere* 199, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.166>
- Zar J. H. (1999). Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Nueva Jersey, EUA, 663 pp.
- Zerzghi H., Gerba C.P. y Pepper I.L. (2010). Long-term effects of land application of class B biosolids on soil chemical properties. *J. Residuals Sci. Tech.* 7 (1), 51-61.
- Zorpas A.A., Constantinides T., Vlyssides A.G., Haralambous I. y Loizidou M. (2000). Heavy metal uptake by natural zeolite and metals partitioning in sewage sludge compost. *Bioresour. Technol.* 72 (2), 113-119. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00110-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00110-8)