

TECNOSUELOS A BASE DE CONCRETO RECICLADO: EFECTOS DE LA FUENTE DE MATERIA ORGÁNICA, BIOCARBÓN E INOCULACIÓN CON BACTERIAS PROMOTORAS DE CRECIMIENTO VEGETAL

Recycled concrete-based technosols: Effects of the source of organic matter, biochar, and inoculation with plant growth promoting bacteria

Aldo RIVERA AMBRIZ¹, Daniel ROJAS-SOLIS²,
Luis Antonio GARCÍA-VILLANUEVA³ y Roberto LINDIG-CISNEROS^{2*}

¹ Escuela Nacional de Estudios Superiores, ENES-Morelia, UNAM, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Ex-hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

² Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México.

³ Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. División de Ingenierías Civil y Geomática. Facultad de Ingeniería. UNAM. Ciudad Universitaria, Alcaldía de Coyoacán, 04510, Ciudad de México.

*Autor para correspondencia: rlindig@iies.unam.mx

(Recibido: enero 2024; aceptado: febrero 2024)

Palabras clave: ciclo de vida, restauración, cultivo urbano.

RESUMEN

A nivel mundial los residuos del sector de la construcción y demolición representan del 45 al 65 % de lo depositado en sitios de disposición final, en México 25 % corresponden a concreto. Buscar alternativas para reutilizar estos materiales es importante para reducir el impacto ambiental que causan, particularmente cuando no se dispone de ellos de forma adecuada. Una de las opciones es la elaboración de tecnosuelos, que requieren de una fracción mineral y una fuente de materia orgánica. Debido a su origen sintético, los tecnosuelos suelen contar con una microbiota poco diversa. En el presente trabajo se diseñaron tecnosuelos a partir de concreto reciclado (de dos texturas) y residuos orgánicos de dos orígenes (lodo residual de tratamiento de agua y composta). Se caracterizaron los materiales y se evaluó el crecimiento de *Zea mays* y *Albizia occidentalis*. Además, se cuantificó el efecto de la inoculación con bacterias promotoras del crecimiento vegetal (BPCV). Diferentes estructuras cristalinas fueron encontradas en el concreto, características de este material, incluyendo portlandita. Los resultados indican que la fuente de materia orgánica es importante para el desempeño de las plantas, en particular para *Zea mays*, pues el mejor desempeño se obtuvo en mezclas con lodo residual como fuente de materia orgánica con concreto de textura gruesa. Las propiedades físicas y químicas de los tecnosuelos y los lixiviados variaron en función de la composición de las mezclas y de la especie vegetal creciendo en ellas. El uso de BPCV fue benéfico para el desarrollo de las plantas.

Key words: life cycle, restoration, urban cultivation.

ABSTRACT

Worldwide, waste from the construction and demolition sector represents 45 to 65% of the waste deposited in final disposal sites, 25% of which is concrete. It is important to seek alternatives to reuse these materials in order to reduce the environmental impact they cause, particularly when they are not disposed of properly. One option is the elaboration of technosols, which require a mineral fraction and a source of organic matter. Due to their synthetic origin, technosols usually have a poorly diverse microbiota. In the present work, technosols were designed from recycled concrete (of two textures) and organic wastes of two origins (wastewater treatment sludge, and compost). The materials were characterized and the growth of *Zea mays* and *Albizia occidentalis* was evaluated. In addition, the effect of inoculation with plant growth-promoting bacteria (PGPB) was quantified. Different crystalline structures were found in the concrete, characteristic of this material, including portlandite. The results indicate that the source of organic matter is important for plant performance, particularly for *Zea mays*, since the best performance was obtained in mixtures with residual sludge as a source of organic matter with coarse-textured concrete. The physical and chemical properties of the technosols and leachates varied according to the composition of the mixtures and the plant species grown. The use of PGPB was beneficial for plant growth.

INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso complejo que transforma el entorno (ONU 2019) y aunque trae consigo una mayor accesibilidad a los servicios básicos, muchas veces la falta de planeación genera mala calidad de éstos (Pírez 2013). Uno de los servicios con mayores carencias es el manejo de residuos; es frecuente que no se tengan estrategias para su disminución y valorización (Muñoz 2015). A nivel mundial los residuos del sector de la construcción representan del 45 al 65 % de lo depositado en sitios de disposición final (Lima et al. 2021). Los residuos de demolición y construcción se componen de distintos materiales, de acuerdo con algunas fuentes 39 % es material de excavación, 25 % concreto, 24 % escombros y 12 % otros materiales (CMIC 2014). En México, cifras oficiales para el 2018, señalan una generación de 10.15 millones de toneladas, pero solamente el 4 % es reciclado (SEMARNAT 2020).

Sumado a lo anterior, muchos de los residuos de demolición no son dispuestos de manera adecuada, lo que sumado a otros tipos de residuos ha generado una acumulación de materiales distintos a los que naturalmente se encontrarían en un suelo. Como consecuencia, la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (WRB, por sus siglas en inglés) ha creado un nuevo grupo, los tecnosuelos. Los tecnosuelos contruidos son útiles para diferentes fines, pueden ser diseñados acorde a la función que desempeñarán y prometen ser una gran alternativa para crear suelos en sitios en donde se han perdido o donde no hay,

como es común en el contexto urbano (Lehmann 2006, Fabbri et al. 2021). Los tecnosuelos ingenieriles vegetados están específicamente diseñados para favorecer el desarrollo de plantas al largo plazo (Morel et al. 2014) y pueden reducir el deterioro de suelos naturales que son extraídos para revegetar ciudades (Morel et al. 2014, Rokia et al. 2014, Deeb et al. 2016, Grard et al. 2018).

Las propiedades biológicas de un tecnosuelo responden a las propiedades físicas y químicas de los materiales que los forman (Delgado y Gómez 2016), en particular la materia orgánica, tanto en su cantidad como en sus características físicas y químicas, es un factor clave que determina la dinámica de los microorganismos del suelo (Jacoby et al. 2017, Fabbri et al. 2021). Esta dinámica es de gran importancia porque se sabe que algunos de estos microorganismos (hongos micorrícicos y bacterias promotoras del crecimiento de las plantas) desempeñan un papel importante en el rendimiento de las plantas (Jacoby et al. 2017). Entre dichos microorganismos, las bacterias promotoras del crecimiento de actúan mediante dos mecanismos principales: estimulan de manera directa el crecimiento o ayudan en el control de enfermedades (Gamalero y Glick 2011), cabe mencionar que tan solo del 2 al 5 % de las rizobacterias son BPCV (Antoun y Prévost 2006). Entre los mecanismos en los que intervienen las bacterias promotoras del crecimiento, destacan la producción de fitohormonas (e.g. ácido indol-3-acético, AIA), la solubilización de nutrientes rizosféricos y la producción de compuestos orgánicos volátiles y compuestos difusibles que

inducen directamente el crecimiento de las plantas (Santoyo et al. 2012, Fincheira et al. 2021, Fadiji et al. 2022). Adicionalmente, se producen metabolitos como fenazinas, sideróforos, lipopéptidos y una gran variedad de enzimas como proteasas, celulasas, quitinasas y β -glucanasas, que reprimen la presencia de organismos patógenos favoreciendo indirectamente el crecimiento de las plantas (Rojas-Solis et al. 2013). Con este conjunto de mecanismos podemos sugerir que las BPCV pueden sustituir al uso de fertilizantes (Prashar et al. 2014) y disminuir el estrés biótico y abiótico (Lugtenberg y Kamilova 2009).

Entre las bacterias promotoras del crecimiento de plantas se encuentran varias especies del género *Klebsiella*, que han sido encontradas en suelos empobrecidos (Shamim y Rehman 2012) y se usan en procesos de biorremediación en suelos degradados y contaminados (Shakoori et al. 2010, Shamim y Rehman 2012, Rehman et al. 2019). De forma similar, algunas especies del género *Rhodococcus* toleran condiciones presentes en suelos degradados (Fauziah et al. 2017) y su efecto biorremediador ha sido demostrado en suelo, agua y lixiviados de rellenos sanitarios (Emenike et al. 2016, Fauziah et al. 2017, Subashchandrabose et al. 2019). De tal forma que especies de estos dos géneros son buenas candidatas para ser incorporadas en tecnosuelos para mejorar el desempeño de las plantas.

En el presente trabajo se diseñaron tecnosuelos a partir de concreto reciclado triturado, residuos orgánicos de diferentes orígenes y biocarbón. Se caracterizaron los materiales utilizados y se evaluó el crecimiento de las especies vegetales *Zea mays* y *Albizia occidentalis* en los distintos tecnosuelos. Se cuantificó el desempeño de las bacterias del suelo *Klebsiella oxytoca* y *Rhodococcus wroslaviensis* como agentes promotores de crecimiento vegetal en los tecnosuelos elaborados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El concreto triturado fue obtenido como donación de la empresa Concretos Reciclados S.A. de C.V., ubicada en la alcaldía Iztapalapa, Ciudad de México. El concreto es triturado a distintos tamaños de partícula, se trabajaron muestras con tamaños de 1" y 3/16". Los lodos residuales fueron obtenidos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa GEA Ambiental ubicada en Morelia, Michoacán de Ocampo. El afluente tratado son aguas negras de la propia empresa y de un negocio vecino de comida; el tratamiento es a través de un reactor

anaerobio y después pasa a un tanque aerobio. Los lodos residuales obtenidos fueron del tratamiento aerobio. Se colocaron en un lecho de secado con humedad del 94 % en peso, fueron deshidratados hasta aproximadamente un 50 %, antes de su uso para los tecnosuelos. La composta fue obtenida de un sistema casero de compostaje en la localidad de Morelia, Michoacán de Ocampo. Los residuos iniciales para la elaboración de la composta consistieron en la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, principalmente residuos de poda de jardín (pastos y hojas de plantas de ornato), seguido de aserrín y desechos de frutas y verduras, se excluyeron del proceso residuos cocinados. El biocarbón usado fue de grado comercial de marca Grow Depot.

Para los tres materiales orgánicos se realizaron análisis por duplicado. Los lodos residuales fueron secados a 105 °C en un horno de resistencia por 24 horas acorde a lo descrito por Gonzáles (2005), de igual manera la composta se secó a una temperatura de 80 °C, para el biocarbón no fue necesario un proceso de secado. El carbono total fue determinado por combustión y detección coulombimétrica (Huffman 1977), técnica que determina la cantidad de sustancia mediante una corriente eléctrica. Para la titulación coulométrica de carbono total se usaron 10 g de muestra seca que fueron triturado en un mortero de ágata, posteriormente se colocaron en una cápsula para su combustión a 950 °C. El equipo utilizado fue un coulometro de dióxido de carbono (marca UIC, Inc. modelo CM5015) del Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Unidad Morelia (IIES-UNAM).

El nitrógeno y el fósforo total fue determinado después de una digestión ácida con un equipo Technicon AutoAnalyzer (TIS 1977) para los tres materiales orgánicos. Se adicionó 1 g de mezcla digestora (1 g de CuSO_4 + 1 g K_2SO_4) a 3 g de muestra seca, posteriormente se adicionaron 3 mL de H_2O_2 (30 % v/v), después de 5 minutos se adicionaron 20 mL de H_2SO_4 y se dejó reposar por 12 horas. Posteriormente se enfrió y aforó con agua destilada a un volumen de 250 mL, se filtró en papel Whatman No. 1. La disolución filtrada se analizó en un colorímetro (marca Seal Analytical, Inc. modelo AA3).

Mediante la técnica de difracción de rayos X se identificaron las distintas estructuras cristalinas presentes en el concreto reciclado. La muestra fue obtenida del concreto fino, la cual fue tamizada a un tamaño de partícula <40 μm , secada por cinco días en un horno de resistencia a 40 °C. El equipo utilizado fue un difractómetro (Bruker D2 Phaser)

con radiación CuK α del Instituto de Investigaciones en Materiales, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia. Las estructuras cristalinas y sus tarjetas cristalográficas fueron obtenidas con la base de datos Crystallography Open Database. Con la técnica de espectroscopía por dispersión de energía (EDS) se caracterizó la composición química elemental del concreto, se analizaron muestras con tamaños de partícula <40 μ m. Asimismo, la técnica de electrones retrodispersados (BSE, por sus siglas en inglés) se usó para realizar un análisis de la morfología del concreto antes y después de su exposición como tecnosuelo; se analizaron tamaños entre 0.3-0.6 cm, seleccionando de los tecnosuelos partículas de concreto cercanos a las raíces *A. occidentalis*. Ambos tamaños de partícula fueron secados por cinco días en un horno de resistencia a 40 °C. Se utilizó un microscopio electrónico de barrido JEOL-SMT-IT300 del Laboratorio de Microscopía de la ENES-Morelia.

El consorcio bacteriano usado en este experimento estuvo compuesto por los aislados 49 (*Klebsiella oxytoca*) y 54 (*Rhodococcus wrothslaviensis*) del proyecto de bacterias promotoras del crecimiento de plantas del Laboratorio de Restauración Ambiental del IIES (Rojas-Solis et al. 2023). *K. oxytoca* y *R. wrothslaviensis* crecieron rutinariamente en cajas Petri con agar nutritivo a 30 °C y posteriormente fueron almacenadas a 4 °C. Para los ensayos, las bacterias fueron crecidas por especie en caldo nutritivo y colocadas en agitación a 150 rpm hasta alcanzar una concentración de 1×10^6 UFC/mL, después se mezclaron en una relación 1:1 en volumen.

Se seleccionó a *Zea mays* debido a que esta especie es un bioindicador frecuente para evaluar el desempeño de plantas bajo diferentes condiciones de crecimiento. *Albizia occidentalis* fue seleccionada porque las especies de este género son de rápido crecimiento, tienen la capacidad de fijar nitrógeno en simbiosis con rizobios, estabilizan el suelo y poseen la capacidad de soportar condiciones desfavorables por lo que han sido ampliamente usadas para restauración ecológica (Rico et al. 2008, Encino-Ruiz et al. 2013).

Todas las semillas recibieron un tratamiento pregerminativo de desinfección, que consistió en el lavado de semillas con agua destilada estéril dos veces, agitación con etanol al 95 % durante tres minutos, enjuagado con agua destilada estéril dos veces, agitación en una disolución de hipoclorito de sodio al 10 % durante tres minutos y lavado de semillas con agua destilada estéril cuatro veces. Las semillas de ambas especies se colocaron en cajas Petri con papel filtro húmedo para su germinación en

una cámara de crecimiento (Lumistell ICP-18) a una temperatura de 25 °C y un fotoperiodo de 12 horas. Una vez germinadas las semillas se trasplantaron a macetas con los tecnosuelos. Posteriormente se elaboró una suspensión bacteriana 1:1 de *K. oxytoca* y *R. wrothslaviensis*, con una concentración de 1×10^6 UFC/mL, colocándola en agitación a 150 rpm por 24 horas. Con una pipeta se inocularon 3 mL de la suspensión combinada en los distintos tecnosuelos con las plantas de *Zea mays* y *Albizia occidentalis*. Las inoculaciones fueron realizadas de forma semanal hasta concluir cada uno de los ensayos (63 días para *Z. mays* y 112 días para *A. occidentalis*).

Para elaborar los tecnosuelos para los ensayos, se diseñaron mezclas combinando materiales orgánicos e inorgánicos (**Cuadro I**). Los residuos usados para construir el tecnosuelo fueron esterilizados para evitar la presencia de microorganismos externos. El concreto de 1" y 3/16" se colocó por separado en un esterilizador de suelo (PRO-GROW SS-30) a una temperatura de 170 °C durante 48 horas. Los componentes orgánicos se esterilizaron en autoclave durante una hora a temperatura de 120 °C y presión 1.5 kg/cm².

Se prepararon cinco macetas de un litro por cada tipo de tecnosuelo con y sin bacterias promotoras del crecimiento, teniendo ochenta unidades experimentales por especie vegetal (cuarenta con bacterias y cuarenta sin bacterias). A cada combinación de tecnosuelo con o sin inoculación se le asignó una letra, de la A a la P que denotan los tratamientos (**Cuadro I**). El experimento se llevó a cabo en una casa sombra cubierta por una malla del 35 % que se encuentra en el IIES, en los meses de junio, julio y agosto de 2022. Las macetas fueron regadas para mantener el sustrato húmedo de forma continua. Se realizaron mediciones de las alturas de todos los individuos de *Z. Mays* y *A. occidentalis* de manera quincenal. Se midió la concentración de clorofila de cada individuo en la última semana de los experimentos con un medidor de clorofila (Apogee MC-100). Al término de los experimentos, 63 días para *Z. mays* y 112 días para *A. occidentalis*, se midió la longitud de las raíces y se pesó la biomasa seca del follaje y la raíz. La biomasa se secó en un horno de resistencia a una temperatura de 60 °C por 3 días.

Se midió de manera semanal el pH de los lixiviados de todas las unidades experimentales, que fueron colectados en matraces de 100 mL previamente lavados y enjuagados tres veces con agua destilada. El pH se midió con un potenciómetro portátil (Oakton Acorn series 6). Para la conductividad eléctrica (CE) en los tecnosuelos y en los lixiviados se usó un medidor portátil (Hanna Instruments HI993310).

CUADRO I. MEZCLAS PARA LOS TRATAMIENTOS DE LOS EXPERIMENTOS DE CRECIMIENTO DE PLANTAS. PARA LA TEXTURA DE LA MEZCLA DE CADA TRATAMIENTO, SE UTILIZÓ PARA LAS MEZCLAS FINAS (F) EL MATERIAL DE TAMAÑO DE PARTÍCULA DE 3/16". PARA LAS MEZCLAS GRUESAS (G) VARIARON LOS PORCENTAJES DEL MATERIAL ENTRE UNA PULGADA Y 3/16 "EN FUNCIÓN DE LA FUENTE DE MATERIA ORGÁNICA. SE PRESENTA EL PORCENTAJE DEL VOLUMEN QUE REPRESENTA CADA MATERIAL EN LOS TRATAMIENTOS.

Tratamiento	Textura	Tamaño de partícula	Fuente de la materia orgánica	Biocarbón	Consortio bacteriano
A	F	3/16 " (70 %)	Composta (30 %)	Sin	No
B		3/16 " (70 %)	Composta (30 %)	Sin	Si
C	F	3/16 " (70 %)	Composta (25 %)	5 %	No
D	F	3/16 " (70 %)	Composta (25 %)	5 %	Si
E	F	3/16 " (85 %)	Lodo residual (15 %)	Sin	No
F	F	3/16 " (85 %)	Lodo residual (15 %)	Sin	Si
G	F	3/16 " (85 %)	Lodo residual (10 %)	5 %	No
H	F	3/16 " (85 %)	Lodo residual (10 %)	5 %	Si
I	G	1" (50 %) 3/16" (20 %)	Composta (30%)	Sin	No
J	G	1" (50 %) 3/16" (20 %)	Composta (30 %)	Sin	Si
K	G	1" (50 %) 3/16" (20 %)	Composta (25 %)	5 %	No
L	G	1" (50 %) 3/16" (20 %)	Composta (25 %)	5 %	Si
M	G	1" (50 %) 3/16" (35 %)	Lodo residual (15 %)	Sin	No
N	G	1" (50 %) 3/16" (35 %)	Lodo residual (15 %)	Sin	Si
O	G	1" (50 %) 3/16" (35 %)	Lodo residual (10 %)	5 %	No
P	G	1" (50 %) 3/16" (35 %)	Lodo residual (10 %)	5 %	Si

Con ayuda de un microscopio óptico Carl Zeiss (Modelo CL 6000), fueron identificados cambios en la apariencia superficial del concreto.

Los datos de los ensayos de *Z. mays* y *A. occidentalis* se analizaron con R (R Core Team 2023). Mediante un análisis de varianza (Andeva) factorial para conocer las diferencias significativas (* $p \leq 0.05$, ** $p < 0.01$ *** $p < 0.001$) asociadas al tipo de componentes de cada una de las mezclas de los tratamientos, de tal forma que las variables explicativas fueron textura (fina o gruesa), inoculación con bacterias

(presencia ausencia), biocarbón (presencia ausencia) y materia orgánica (lodos residuales o composta). Se probó que los residuales cumplieran con los supuestos de este tipo de análisis. Las mismas variables explicativas se usaron para analizar los valores de pH y CE medidos en los dos ensayos a través de Andeva. Los valores iniciales de pH se analizaron por medio de una prueba de T pareada. Finalmente, se usó Andeva de una vía para determinar el tratamiento que causó el mejor desempeño para cada especie vegetal a través de una prueba posterior de Tukey.

RESULTADOS

Diferentes minerales con diversas estructuras cristalinas fueron encontradas en el concreto, entre ellas cuarzo, cristobalita, calcio-olivino, albita, vaterita, calcita, anortita y magnetita. Como componente fundamental del concreto se caracterizó a la portlandita, la cual posee un sistema cristalino hexagonal (**Fig. 1**) que se encontraba muy fracturado como consecuencia de los esfuerzos durante el proceso de trituración. Los datos de EDS muestran que los siguientes elementos se encuentran en el concreto: C (50.42), O (38.35), Na (0.49), Mg (0.36), Al (1.59), Si (4.75), S (0.12), K (0.25), Ca (3.22), Ti (0.07) y Fe (0.41). El pH del concreto fue alcalino entre 10.04 y 9.94, los valores de CE entre 0.93 mS/cm y 0.78 mS/cm. Por otro lado, la composta presentó valores entre 28 y 39 para la relación C:N, los lodos residuales entre 11 y 12 y el biocarbón entre 139 y 233. El pH de la composta fue de 7.6, de los lodos residuales de 6.2 y del biocarbón 7.01 y las CE de 4.28, 9.7 y 5.4 mS/cm respectivamente.

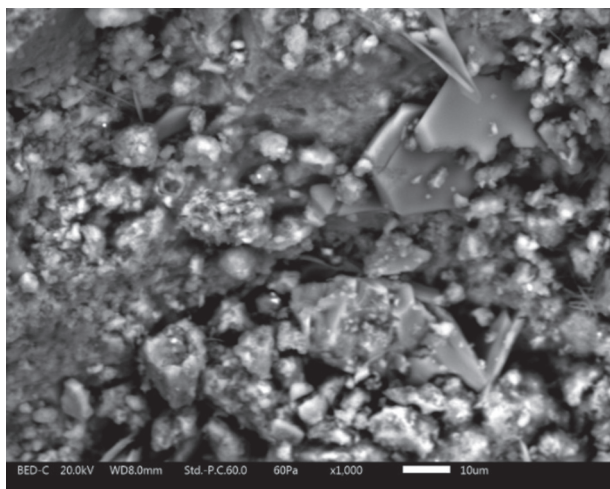


Fig. 1. Fase cristalina hexagonal de portlandita.

En el ensayo con *Zea mays*, la textura influyó en la altura final ($F_{(1,75)} = 37.2$; $p < 0.0001$), las plantas en tecnosuelos con concreto de textura gruesa presentaron una altura mayor (41.7 cm) que las plantas que crecieron con concreto de textura fina (34.6 cm). La textura también tuvo un efecto significativo para la biomasa del follaje ($F_{(1,75)} = 73.5$; $p < 0.0001$) que fue mayor en concreto de textura gruesa (3.97 g) que para concreto de textura fina (1.87 g), y también para la biomasa de raíces ($F_{(1,75)} = 17.55$; $p < 0.0001$; 5.87 g y 2.08 g respectivamente). En contraste, la concentración de clorofila fue mayor para las plantas

creciendo en concreto con textura fina ($5.557 \mu\text{mol}/\text{m}^2$) que en plantas creciendo en concreto con textura gruesa ($4.465 \mu\text{mol}/\text{m}^2$), siendo las diferencias significativas ($F_{(1,75)} = 25.8$; $p < 0.0001$).

La presencia de bacterias promotoras de crecimiento influyó en la altura final de las plantas siendo mayor cuando se inocularon (40.77 cm) que cuando no se inocularon (35.54 cm), la diferencia entre las medias fue significativa ($F_{(1,75)} = 20.6$; $p < 0.0001$). También fue significativa la presencia de bacterias para la biomasa aérea ($F_{(1,75)} = 4.8$; $p = 0.03$) que fue mayor en plantas inoculadas (3.19 g) que en plantas no inoculadas (2.65 g) y para la biomasa de raíz ($F_{(1,75)} = 5.9$; $p = 0.01$), fue mayor para plantas inoculadas (5.08 g) que en plantas no inoculadas (2.88 g).

Finalmente, la presencia del biocarbón fue negativa, la altura promedio sin biocarbón fue de 41.24 cm, y con biocarbón de 35.07 cm, siendo la diferencia entre las medias significativa ($F_{(1,75)} = 28.6$; $p < 0.0001$). También fueron significativas las diferencias para la biomasa del follaje ($F_{(1,75)} = 16.6$; $p < 0.001$), con biocarbón fue de 2.42 g y sin biocarbón de 3.42 g y para la biomasa de la raíz ($F_{(1,75)} = 7.6$; $p = 0.007$), sin biocarbón fue de 5.22 g y con biocarbón de 2.73 g.

En términos de la fuente de materia orgánica, el mejor desempeño de las plantas de maíz se obtuvo cuando se usó lodo residual. La altura promedio fue de 41.46 cm en contraste con composta que fue de 34.85 cm, siendo la diferencia entre las medias significativa ($F_{(1,75)} = 32.8$; $p < 0.0001$). La concentración de clorofila fue significativamente mayor ($F_{(1,75)} = 56.2$; $p < 0.0001$) con lodos residuales ($5.82 \mu\text{mol}/\text{m}^2$) que con composta ($4.20 \mu\text{mol}/\text{m}^2$). La biomasa de follaje ($F_{(1,75)} = 38.8$; $p < 0.0001$) y de raíz ($F_{(1,75)} = 12.6$; $p < 0.0001$) con lodos residuales fue en promedio de 3.68 g y 5.58 g, respectivamente, valores superiores a los obtenidos con composta que fueron de 2.15 g y 2.37 g respectivamente.

La longitud de raíz respondió sobre todo al tipo de materia orgánica ($F_{(1,75)} = 45.2$; $p < 0.0001$), presentando los valores promedio más altos con composta (26.86 cm) y menores con lodos residuales (17.90 cm). La textura del concreto también influyó los valores promedio de esta variable ($F_{(1,75)} = 44.1$; $p < 0.0001$) con textura gruesa fue mayor (26.80 cm) que con textura fina (17.95 cm), al igual que con el biocarbón ($F_{(1,75)} = 17.6$; $p < 0.001$), sin este aditivo la longitud promedio fue de 25.18 cm y cuando estaba presente de 19.58 cm. Por último, las longitudes en presencia de bacterias fueron mayores, con valores promedio de 24.02 cm, comparado con 20.74 cm cuando no hubo inoculación ($F_{(1,75)} = 6.1$; $p = 0.02$).

En el ensayo con *A. occidentalis*, la textura tuvo un efecto significativo en la altura ($F_{(1,75)} = 19.5$; $p < 0.001$), con valores promedio de 7.33 cm cuando las plantas crecieron en concreto con textura gruesa y de 6.01 cm con textura fina. La textura también tuvo un efecto en la biomasa del follaje ($F_{(1,75)} = 11.5$; $p = 0.001$), los valores con textura gruesa fueron de 0.41 g y con textura fina de 0.31 g. También influyó en la biomasa de raíz ($F_{(1,75)} = 6.6$; $p = 0.01$), con textura gruesa el promedio fue de 0.19 g y con textura fina de 0.14 g. La inoculación con bacterias promotoras del crecimiento tuvo un efecto significativo en la biomasa del follaje ($F_{(1,75)} = 6.2$; $p = 0.01$), la biomasa promedio con bacterias fue 0.40 g y sin bacterias fue de 0.32 g. La presencia de biocarbón tuvo un efecto marginalmente significativo en la altura ($F_{(1,75)} = 4.2$; $p = 0.04$), el valor promedio con biocarbón fue de 6.97 cm y sin este material fue 6.36 cm. El biocarbón también tuvo un efecto significativo para la longitud de la raíz ($F_{(1,75)} = 9.0$; $p = 0.004$), el promedio en su presencia fue de 9.32 cm y en ausencia 7.38 cm. Por otra parte, el tipo de materia orgánica solo tuvo un efecto significativo en la concentración de clorofila ($F_{(1,75)} = 16.9$; $p = 0.0001$). Los valores de clorofila fueron mayores cuando el aporte orgánico fue a través de lodos residuales, con un promedio de $6.48 \mu\text{mol}/\text{m}^2$, comparado con el valor obtenido para composta de $4.32 \mu\text{mol}/\text{m}^2$.

Se analizó la biomasa seca total en función de los tratamientos de tecnosuelo a través de Andeva de una vía para determinar cuál fue el mejor tecnosuelo para

el desarrollo de las plantas por medio de una prueba de Tukey. Como se puede esperar, las diferencias entre tratamientos fueron significativas tanto para *Z. mays* ($F_{(15, 64)} = 14.8$; $p < 0.00001$) como para *A. occidentalis* ($F_{(15, 64)} = 3.1$; $p = 0.0008$), aunque hay diferencias en cuanto a los tecnosuelos en donde se dio el mejor desempeño para cada especie (**Fig. 2**). En el caso de *Z. mays* el tratamiento N (textura gruesa, lodo residual, sin biocarbón y con BPCV) fue claramente la mejor. En el caso de *A. occidentalis*, el tratamiento K (textura gruesa, composta, con biocarbón y sin bacterias promotoras del crecimiento) fue la que presentó la mayor biomasa seca total pero este tratamiento no se diferencia estadísticamente de la mayoría de los tratamientos, de hecho sólo difiere de los tratamientos A y O.

Las propiedades químicas medidas en los distintos tratamientos variaron en función de la composición y la especie vegetal creciendo en ellas. Es importante mencionar que el pH inicial (**Cuadro II**) en los tratamientos no difirió entre los ensayos ($T = -0.6104$, $df = 15$, $p = 0.5507$), pero sí el pH final ($T = -7.9015$, $df = 15$, $p = 0.000001$). En el ensayo de *Z. mays*, la textura ($F_{(1,75)} = 44.4$; $p < 0.00001$), la fuente de materia orgánica ($F_{(1,75)} = 120.2$; $p < 0.00001$) y la presencia o ausencia de biocarbón ($F_{(1,75)} = 6.4$; $p = 0.01$) influyeron en los valores iniciales de pH de los tratamientos, para el pH final fueron significativas la textura ($F_{(1,75)} = 137.7$; $p < 0.00001$) y la materia orgánica ($F_{(1,75)} = 78.3$; $p < 0.00001$). El lodo residual y la textura fina del concreto aumentaron el pH, en contraste, la presencia

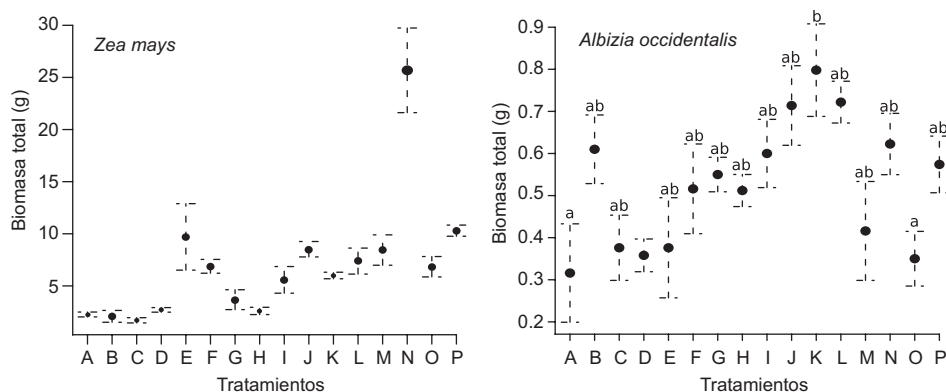


Fig. 2. Biomasa total seca por tratamiento (para la composición de cada uno ver el Cuadro I) de ambas especies ensayadas al concluir el experimento (63 días para *Z. mays* y 112 días para *A. occidentalis*). En el caso de *Z. mays* el tratamiento N es claramente el de mejor desempeño. En el caso de *A. occidentalis*, el desempeño de las plantas no difirió entre la mayoría de los tratamientos, excepto en el tratamiento K, diferente significativamente del A y del O de acuerdo con la prueba múltiple de medias de Tukey. Se muestran medias y error estándar.

CUADRO II. VALORES DE PH POR TRATAMIENTO EN LOS ENSAYOS REALIZADOS.

Tratamiento	<i>Zea mays</i>		<i>Albizia occidentalis</i>	
	pH inicial	pH final	pH inicial	pH final
A	9.82	9.77	10.218	11.824
B	9.83	10.13	9.56	11.444
C	10.75	10.44	10.018	10.8
D	10.16	9.91	9.428	10.876
E	11.15	10.39	10.802	13.082
F	11.63	10.84	10.652	12.582
G	11.08	11.04	11.106	11.378
H	11.24	10.76	10.356	11.006
I	9.44	9.00	10.404	11.086
J	9.68	8.99	10.734	10.95
K	9.53	7.83	9.76	10.214
L	9.48	7.93	9.904	10.404
M	10.15	9.77	11.628	12.028
N	10.32	9.60	11.666	12.104
O	11.05	9.57	10.322	10.61
P	10.74	10.01	11.516	11.608
Promedio de los tratamientos	10.38	9.75	10.5	11.37

de biocarbón lo disminuyó. En el caso del pH inicial en tecnosuelos con *Z. mays* el valor promedio fue de 10.38. Cuando la materia orgánica fue lodo residual el pH promedio fue 10.92, con composta de 9.84, esto contrario a los valores individuales de los tratamientos orgánicos, recordando que el lodo residual es más ácido que la composta. Con

la textura gruesa el pH fue de 10.05 y con textura fina fue de 10.71. Con biocarbón el pH fue ligeramente mayor (10.50) que sin este material (10.25). Al final del experimento el pH fue de 9.75 para los tratamientos con o sin biocarbón, pero la presencia de materia orgánica y las diferentes texturas del concreto siguieron causando diferencias entre tratamientos. Con lodo residual siguió habiendo pH más básicos que con composta, los valores fueron de 10.92 y 9.34, respectivamente. De manera similar los tratamientos con textura fina presentaron valores de pH más básicos (10.75) que con textura gruesa (10.05).

En términos del cambio en el pH (ΔpH), en ambas texturas se observó una disminución en el pH final, en la textura gruesa la magnitud de la disminución fue mayor ($\Delta\text{pH} = -0.96$) que en la textura fina ($\Delta\text{pH} = -0.29$), esto probablemente por la rápida solubilización del CaCO_3 y la mayor área superficial de la textura fina. El biocarbón también influyó en la disminución del pH, aunque la magnitud de cambio asociada es menor (con biocarbón $\Delta\text{pH} = -0.82$, sin biocarbón $\Delta\text{pH} = -0.44$).

Se relacionó la altura de *Z. Mays* con los factores significativos para el ΔpH (Fig. 3), a través del análisis de componentes principales. Se puede apreciar una concentración de los grupos en el lado negativo del ΔpH . En el caso de la textura gruesa se observa que una mayor disminución del ΔpH . En el caso de la textura fina la tendencia de crecimiento se acentuó conforme el ΔpH disminuía, aunque no hubo grandes cambios en el ΔpH . En el caso del biocarbón sí hubo

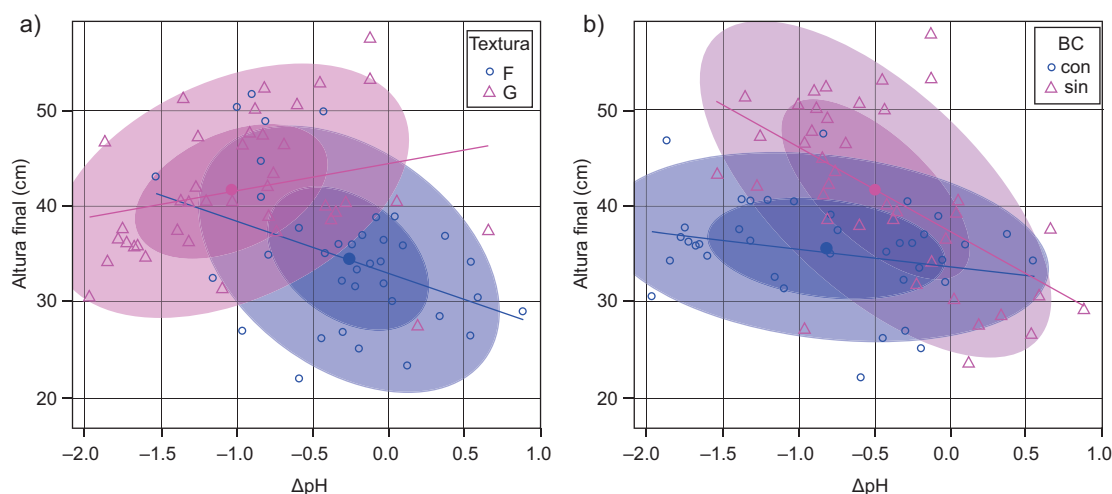


Fig. 3. Relación la altura de *Z. Mays* en función de los factores significativos para el ΔpH a través de análisis de componentes principales. En a) en función de la textura del concreto (F = fina, G = gruesa), en b) en función de la presencia o ausencia de biocarbón (BC). Las líneas corresponden al ajuste de mínimos cuadrados, las elipses corresponden a los elipsoides de concentración de 0.5 y 0.9.

una mayor disminución del ΔpH cuando este estuvo presente, pero esto no influyó en la altura de las plantas; como se vio en la sección anterior la presencia de biocarbón disminuyó el crecimiento en *Z. mays*.

En el caso de los valores iniciales de pH en el ensayo de *A. occidentalis* (**Cuadro II**), fueron significativas la textura ($F_{(1,75)} = 19.5$; $p < 0.0001$), la materia orgánica ($F_{(1,75)} = 87.2$; $p < 0.00001$) y la presencia de biocarbón ($F_{(1,75)} = 14.3$; $p = 0.0003$); para los valores finales fueron significativas la textura ($F_{(1,75)} = 22.3$; $p < 0.0001$), la materia orgánica ($F_{(1,75)} = 65.0$; $p < 0.00001$) y la presencia de biocarbón ($F_{(1,75)} = 94.6$; $p < 0.00001$). En todos los casos se presentó un aumento en el pH final, contrariamente a lo observado en *Z. mays*.

En términos del ΔpH , en los tratamientos con textura gruesa se presentó una menor disminución ($\Delta\text{pH} = 0.38$), que con textura fina ($\Delta\text{pH} = 1.36$). En los tratamientos con biocarbón disminuyó menos ($\Delta\text{pH} = 0.56$) que en los tratamientos sin este material ($\Delta\text{pH} = 1.18$).

En el análisis de componentes principales (**Fig. 4**) para la altura de *A. occidentalis* para textura y contenido de biocarbón, se observa una concentración de los grupos en valores entre nulos y aumentos ligeros del pH. En el caso de ambas texturas se observa que las alturas estuvieron acentuadas conforme el pH final no se acrecentó, las alturas en el tratamiento G son mayores conforme al análisis de la sección anterior. En el caso del biocarbón en su presencia se observa cómo los valores se focalizan más en un rango de valor cercano al $\Delta\text{pH} = 0$ y son más altos

conforme al análisis de la sección anterior, en su ausencia los valores se dispersan, pero ambos grupos presentan un aumento sin que el valor de ΔpH se incrementara.

Como ya se mencionó, para *A. occidentalis* el pH de los tratamientos aumentó, en contraste con *Z. mays*, sin embargo, son los mismos materiales los que permitieron que el pH no aumentara de manera significativa en presencia de la primera especie. El crecimiento se vio favorecido cuando el pH no aumentó tanto con textura gruesa como fina, como con o sin biocarbón. La CE se vio afectada por los distintos componentes del tecnosuelo. En el caso de *Z. mays* hubo mayores diferencias en la CE en los lixiviados de los diferentes tratamientos que en la medida en el tecnosuelo.

La CE promedio de los tratamientos con *Z. mays* fue de 1.06 dS/m y 1.75 dS/m para el lixiviado. La textura tuvo la mayor influencia en los valores de CE ($F_{(1,75)} = 135.4$; $p < 0.00001$), el valor promedio en tratamientos con textura fina fue de 1.19 dS/m y con textura gruesa de 0.93 dS/m, los valores son más altos en los respectivos lixiviados de 2.16 dS/m y 1.33 dS/m, respectivamente ($F_{(1,75)} = 278.9$; $p < 0.00001$). La fuente de materia orgánica también influyó en la CE de los tratamientos ($F_{(1,75)} = 22.2$; $p < 0.001$), el valor promedio para los tratamientos con lodo residual fue de 1.11 dS/m y con composta de 1.00 dS/m, pero en los lixiviados los tratamientos con composta muestran un valor promedio más alto (1.91 dS/m) que los de lodos residuales (1.59 dS/m), siendo esta diferencia significativa ($F_{(1,75)} = 44.5$; $p < 0.00001$).

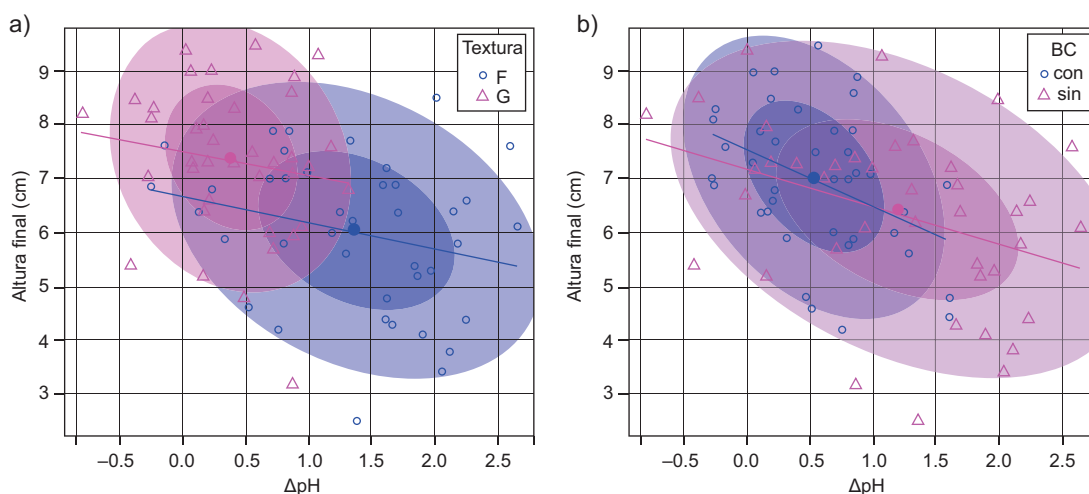


Fig. 4. Relación de la altura de *A. occidentalis* en función de los factores significativos para el ΔpH a través de análisis de componentes principales en a) en función de la textura del concreto (F = fina, G = gruesa), en b) en función de la presencia o ausencia de biocarbón. Las líneas corresponden al ajuste de mínimos cuadrados, las elipses corresponden a los elipsoides de concentración de 0.5 y 0.9.

En el caso de *Albizia occidentalis* la textura, la fuente de materia orgánica, la presencia de biocarbón y la inoculación de bacterias se asocian con diferencias significativas en la CE promedio. La CE promedio de los tratamientos medida en los tecnosuelos con *A. occidentalis* fue de 0.93 dS/m y de 1.40 dS/m para los lixiviados. El efecto de la textura fue significativo ($F_{(1,75)} = 53.6$; $p < 0.00001$), el valor promedio de CE para tecnosuelos de textura fina fue de 1.02 dS/m, mayor que para tecnosuelos con textura gruesa 0.84 dS/m. Sin embargo, los valores fueron más altos en los lixiviados de tratamientos con textura fina (1.78 dS/m) que con textura gruesa (1.01 dS/m), siendo la diferencia significativa ($F_{(1,75)} = 384.6$; $p < 0.00001$). La fuente de materia orgánica también influyó en la CE de los lixiviados ($F_{(1,75)} = 32.4$; $p < 0.00001$), con composta fue más alta (1.51 dS/m) que con lodos residuales (1.29 dS/m). La inoculación con bacterias también influyó en la conductividad, en tecnosuelos inoculados la CE fue de

0.96 dS/m y sin inocular de 0.91 dS/m ($F_{(1,75)} = 113$; $p = 0.001$), en los lixiviados fue de 1.45 dS/m y 1.35 dS/m, respectivamente ($F_{(1,75)} = 6.8$; $p = 0.01$).

Con ayuda de un microscopio óptico fueron identificados cambios en la apariencia del concreto (**Fig. 5**) cuando se expuso a factores orgánicos. Estos cambios se observaron en todos los tratamientos. Las muestras observadas en el SEM fueron seleccionadas con base a su cercanía a las raíces de *Albizia occidentalis*, como se describió en la metodología. Las observaciones mediante EDS fueron realizadas en aquellas zonas donde los agregados no ocupaban un gran espacio en la pasta cementante en distintas magnificaciones. En las muestras de concreto de los tratamientos I, J, K, L, M, N, O y P, se detectaron los mismos cambios de degradación del material debidos a la solubilización e intemperización, presentando mayores cavidades en las zonas que se atribuyen al cementante, probablemente por la solubilización del CaCO_3 . En la **figura 6**, se observan partículas de concreto en las que se han desarrollado raíces.

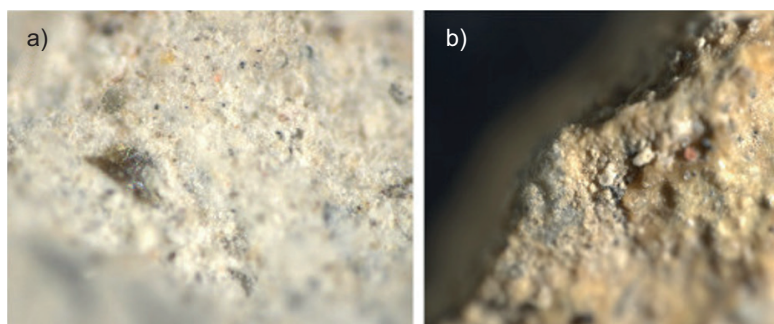


Fig. 5. Se muestra un concreto de 0.5 cm observado a través del microscopio óptico. En a) concreto antes de ser utilizado para la elaboración de tecnosuelos, en b) concreto al finalizar los ensayos, se puede observar el cambio debido a los procesos de solubilización e intemperización.

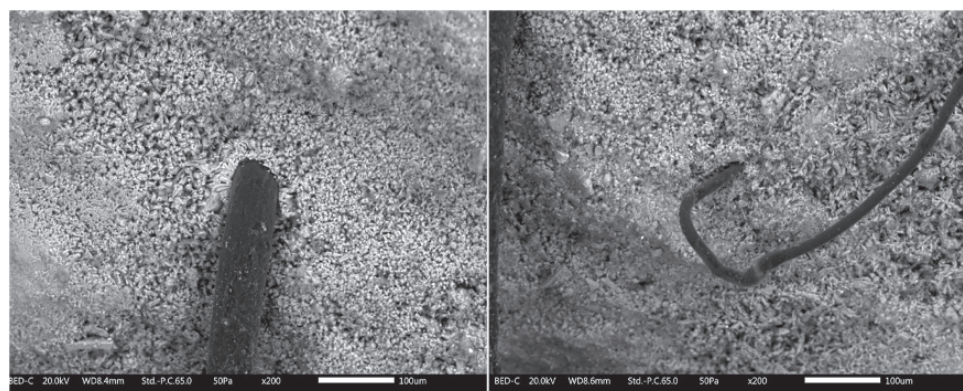


Fig. 6. Raíces creciendo en el concreto de una muestra de tecnosuelo.

DISCUSIÓN

Las estructuras cristalinas encontradas son diferentes a las que Moreno-Pérez et al. (2018) obtuvieron en una caracterización de muestras de concreto provenientes de la misma empresa, lo que es atribuible a la heterogeneidad de los materiales de las varias zonas mineras cercanas a la Ciudad de México que alimentan el proceso de reciclaje (Moreno-Pérez et al. 2018). La presencia de magnetita en el concreto se puede atribuir a la oxidación de las barras de acero, los óxidos de hierro se acumulan en la interfase del agregado y del concreto (Aligizaki 2000).

En cuanto al pH y la CE, son parámetros que se relacionaron con el tamaño de partícula del concreto. Los valores de pH y conductividad también se relacionan con el desempeño de las plantas porque influyen en la disponibilidad de nutrimentos. Los valores medidos en los ensayos se encuentran dentro de lo observado para tecnosuelos elaborados con materiales similares. Por ejemplo, Prado et al. (2020) midieron valores de pH superiores a 8 y menores a 10.5, en tecnosuelos elaborados con diferentes materiales, pero a diferencia de nuestros ensayos, en sus mezclas con concreto el pH prácticamente no varió a lo largo del tiempo. En cuanto al crecimiento de las plantas, que en su caso fue una variedad de jitomate (*Lycopersicon lycopersicum* var. *cerasiforme*), los tecnosuelos elaborados con concreto fueron adecuados para su desarrollo, al igual que en nuestro caso. Otros estudios han probado la efectividad del concreto como componente de tecnosuelos (Abbruzzini et al. 2022a). El pH cambió a lo largo de los ensayos realizados, en el caso del ensayo con *Z. mays* disminuyó, pero en el caso del *A. occidentalis* aumentó ligeramente. Desde hace décadas (Zinke 1962) se sabe que las plantas alteran las condiciones del suelo en el que se desarrollan y, aunque en menor grado que para otras variables del suelo, también pueden modificar el pH (Waring et al. 2015) y el cambio depende de la especie vegetal y del tipo de suelo. Los mecanismos responsables de los cambios en el pH relacionados con diferentes cultivos en tecnosuelos requieren de mayor investigación.

En nuestros ensayos, la adición de biocarbón no tuvo efecto para el maíz y sólo en algunas variables para *A. occidentalis*. Esto contrasta con estudios que muestran efectos positivos del biocarbón atribuibles a que facilita la absorción de nutrimentos por las plantas. Joseph et al. (2021), a partir de una revisión del tema, llegan a la conclusión de que los efectos en el crecimiento de las plantas dependen tanto de la naturaleza del material con el que se

elaboró el biocarbón como de las condiciones de pirólisis. En nuestro caso, no conocemos ni el material ni las condiciones de pirólisis del biocarbón utilizado para los ensayos. Se ha demostrado que el biocarbón sintetizado a bajas temperaturas tiende a tener un pH más ácido (Ippolito et al. 2016), por lo que esto nos podría dar una idea del proceso al que se sometió la biomasa inicial para elaborar este material.

La fuente de materia orgánica fue un factor importante para el desempeño de las dos especies ensayadas y para los cambios observados en los tecnosuelos. Para *Zea mays*, el mejor desempeño se obtuvo para las plantas que crecieron en las mezclas con lodo residual, en particular la mezcla formada por concreto de textura gruesa, lodo residual sin biocarbón (el tratamiento N). Este resultado es consistente con otros estudios de tecnosuelos elaborados con lodos residuales (Kharytonov et al. 2023) o con estudios que comparan diversas fuentes de materia orgánica (Cannavo et al. 2018), aunque también observamos un buen desempeño con composta, como se ha visto en otros estudios (Grard et al. 2020). La fuente de materia orgánica tiene un efecto en la actividad microbiana, las tasas de descomposición y la disponibilidad de nutrimentos para las plantas (Abbruzzini et al. 2022b). Debido a lo anterior, Ondoño et al. (2014), concluyeron que es necesario considerar los efectos de la composición del sustrato, la cantidad de materia orgánica (en su caso composta) y aspectos microbiológicos para el diseño de tecnosuelos.

En estos ensayos se incluyó la inoculación con bacterias promotoras del crecimiento en atención a que la adición de microorganismos no ha sido considerada en muchos de los estudios anteriores sobre tecnosuelos. La inoculación tuvo un efecto positivo en todas las variables de desempeño para *Z. mays*, pero solamente para la biomasa aérea en el caso de *A. occidentalis*. Esto puede estar relacionado con que *Z. mays* es una gramínea anual de rápido crecimiento y *A. occidentalis* una especie arbórea, de tal forma que los efectos en la primera son más notables en el corto plazo (dada la duración del ensayo) que en la segunda. Uno de los posibles mecanismos mediante los cuales la inoculación tuvo un efecto positivo es la capacidad de las bacterias promotoras del crecimiento de reducir los efectos negativos de las condiciones del pH del suelo lejos del óptimo para las plantas (Msimbira y Smith 2020). Además, las bacterias promotoras del crecimiento cuentan con mecanismos que directa o indirectamente promueven la resistencia al estrés abiótico incluyendo

la producción de ácido indolacético, la solubilización de fosfatos, la excreción de sideróforos y la producción de biopelícula como se mencionó en la Introducción (Santoyo et al. 2012). Otros mecanismos se relacionan con la producción de compuestos orgánicos volátiles, que han demostrado tener un papel importante para mejorar el crecimiento y tolerancia frente al estrés abiótico (Fincheira et al. 2021, Rojas-Solis et al. 2023).

CONCLUSIONES

En estos ensayos se pudo probar la utilidad del concreto reciclado como componente de tecnosuelos en particular en combinación con lodos residuales. La interacción del tecnosuelo con factores abióticos y bióticos genera procesos de intemperismo que alteran, en el corto plazo, la superficie de las partículas del componente mineral. Por otro lado, la naturaleza de la fuente de materia orgánica altera las propiedades químicas del tecnosuelo y la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Es importante mencionar que las interacciones entre el componente mineral, la fuente de materia orgánica, los microorganismos del suelo y la especie vegetal generan condiciones que pueden propiciar, o no, su crecimiento. En el ensayo con *Zea mays*, el uso de concreto como el componente mineral y lodo residual en combinación con la inoculación generó cinco veces más biomasa que en cualquier otra combinación de materiales. Además, se mostró que la inoculación es una buena estrategia para mejorar el desempeño de las plantas en tecnosuelos. En el caso de los lodos residuales como fuente de materia orgánica, se lograron estabilizar los olores que despedían y la atracción de vectores generada, lo anterior debido al incremento del pH, lo que se debe al $\text{Ca}(\text{OH})_2$ presente en el concreto reciclado. Finalmente, se recomienda continuar trabajando bajo la línea de investigación sobre la estabilización de los lodos residuales, mediante agregados de concretos reciclados de la construcción, ya que existe la necesidad de establecer procesos de estabilización alcalina en donde convencionalmente se usan materiales vírgenes, como cal o cemento. El proceso consiste en elevar el pH por encima de 12 a un tiempo determinado, el material más utilizado es la cal por su contenido en $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (CONAGUA 2019). Hasta la finalización de esta investigación no se han identificado reportes en donde se use el concreto reciclado como un posible estabilizador de lodos residuales.

AGRADECIMIENTOS

El presente proyecto fue financiado por la DGAPA-UNAM a través del proyecto PAPIIT IG200221. D R-S agradece la beca posdoctoral otorgada a través del proyecto PRONACE-CONACYT-2021-316049.

REFERENCIAS

- Abbruzzini T., Reyes-Ortigoza A., Alcántara-Hernández R., Mora L., Flores L. y Prado B. (2022a). Chemical, biochemical, and microbiological properties of technosols produced from urban inorganic and organic wastes. *Journal of Soils and Sediments* 22, 146-161. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03062-2>
- Abbruzzini T.F., Mora L. y Prado B. (2022b). Evaluation of technosols constructed with construction and excavation debris for greenhouse production of ornamental plants. *Journal of Soils and Sediments* 22, 745-756. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03112-9>
- Aligizaki K. K., de Rooij M. R. y Macdonald D. D. (2000). Analysis of iron oxides accumulating at the interface between aggregates and cement paste. *Cement and Concrete Research* 30 (12), 1941-1945. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(00\)00392-6](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(00)00392-6)
- Antoun H. y Prevost D. (2006). Ecology of plant growth promoting rhizobacteria. En: PGPR: Biocontrol and biofertilization. (Z.A. Siddiqui, Ed.), Springer, Dordrecht, Holanda, pp. 1-38. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4152-7_1
- Cannavo P., Guénon R., Galopin G. y Vidal-Beaudet L. (2018). Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environmental Earth Sciences* 77, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7848-x>
- CMIC (2014). Plan de manejo de residuos de la construcción y la demolición. Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción [en línea]. <https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/medioambiente/Flayer/PM%20RCD%20Completo.pdf>. 14/09/2023
- CONAGUA (2019). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: tratamiento y disposición de lodos. Comisión Nacional del Agua [en línea]. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro32.pdf>. 14/09/2023
- Deeb M., Grimaldi M., Lerch Z.L., Pando A., Gigon A. y Blouin M. (2016). Interactions between organisms and parent materials of a constructed technosol shape its hydrostructural properties. *Soil* 2 (2), 163-174. <https://doi.org/10.5194/soil-2-163-2016>

- Delgado A. y Gómez J. A. (2016). The soil. Physical, chemical and biological properties. En: Principles of agronomy for sustainable agriculture (F.J. Villalobos y E. Fereres, Eds.). Springer, Cham, Suiza, pp. 15-26. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8_2
- Emenike C.U., Agamuthu P. y Fauziah S.H. (2016). Blending *Bacillus* sp., *Lysinibacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. for optimal reduction of heavy metals in leachate contaminated soil. *Environmental Earth Sciences* 75, 26. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4805-9>
- Encino-Ruiz L., Lindig-Cisneros R., Gómez-Romero M. y Blanco-García A. (2013). Performance of three tree species from tropical dry forest in an ecological restoration trial. *Botanical Sciences* 91, 107-114. <https://doi.org/10.17129/botsoci.406>
- Fabbri D., Romeo P., Paola C., Mery M., Elisa G., Elio P. y Franco A. M. (2021). Constructed technosols: a strategy toward a circular economy. *Applied Sciences* 11 (8), 3432. <https://doi.org/10.3390/app11083432>
- Fadiji A E., Santoyo G., Yadav N. y Babalola O. (2022). Efforts towards overcoming drought stress in crops: revisiting the mechanisms employed by plant growth-promoting bacteria. *Frontiers in Microbiology* 13, 1-18. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962427>
- Fauziah S. H., Agamuthu P., Hashim R., Izyani A. K. y Emenike C. U. (2017). Assessing the bioaugmentation potentials of individual isolates from landfill on metal-polluted soil. *Environmental Earth Sciences* 76, 1-6. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6739-x>
- Fincheira P., Quiroz A., Tortella G., Díez M.C. y Rubilar O. (2021). Current advances in plant-microbe communication via volatile organic compounds as an innovative strategy to improve plant growth. *Microbiological Research* 247, 126726. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126726>
- Gamalero E. y Glick B.R. (2011). Mechanisms used by plant growth-promoting bacteria. En: *Bacteria in agrobiology: Plant nutrient management*. (D. Maheshwari, Ed.), Springer, Berlin, Heidelberg, Alemania, pp. 17-46. https://doi.org/10.1007/978-3-642-21061-7_2
- González Medeiros J.J., Pérez Cid B. y Fernández Gómez E. (2005). Analytical phosphorus fractionation in sewage sludge and sediment samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 381, 873-878. <https://doi.org/10.1007/s00216-004-2989-z>
- Grard B. J.-P., Chenu C., Manouchehri N., Houot S., Frascaria-Lacoste N. y Aubry C. (2018). Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services. *Agronomy for Sustainable Development* 38 (1), 2. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0474-2>
- Grard B.J., Manouchehri N., Aubry C., Frascaria-Lacoste N. y Chenu C. (2020). Potential of technosols created with urban by-products for rooftop edible production. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (9), 3210. <https://doi.org/10.3390/ijerph17093210>
- Huffman E.W. (1977). Performance of a new automatic carbon dioxide coulometer. *Microchemical Journal* 22 (4), 567-573. [https://doi.org/10.1016/0026-265X\(77\)90128-X](https://doi.org/10.1016/0026-265X(77)90128-X)
- Ippolito J.A., Ducey T.F., Cantrell K.B., Novak J.M. y Lentz R.D. (2016). Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. *Chemosphere* 142, 184-191. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.092>
- Jacoby R., Peukert M., Succurro A., Koprivova A. y Kopriva S. (2017). The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions. *Frontiers in Plant Science* 8, 1617. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01617>
- Joseph S., Cowie A., Zwieten L.V., Bolan N., Budai A., Buss W., Cayuela M.L., Graber E.R., Ippolito J.A., Kuzyakov Y., Luo Y., Sik Ok Y., Palansooriya K.N., Shepherd J., Stephens S., Weng Z. y Lehmann J. (2021). How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy* 13 (11), 1731-1764. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>
- Kharytonov M., Babenko M., Martynova N., Klimkina I., Wiche O. y Heilmeyer H. (2023). Elemental composition of *Miscanthus* biomass grown on different kinds of technosols. *International Journal of Environmental Studies* 80 (2), 488-496. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2152624>
- Lehmann A. (2006). Technosols and other proposals on urban soils for the WRB [World Reference Base for Soil Resources]. *International Agrophysics* 20 (2), 129-134.
- Lima L., Trindade E., Alencar L., Alencar M. y Luna S. (2021). Sustainability in the construction industry: A systematic review of the literature. *Journal of Cleaner Production* 289, 125730. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125730>
- Lugtenberg B. y Kamilova F. (2009). Plant-growth-promoting rhizobacteria. *The Annual Review of Microbiology* 63, 541-556. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.62.081307.162918>
- Morel J.L., Chenu C. y Lorenz K. (2014). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15, 1659-1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Moreno-Pérez E., Hernández-Ávila J., Rangel-Martínez Y., Cerecedo-Sáenz E., Arenas-Flores A., Reyes-Valderrama M.I. y Salinas-Rodríguez E. (2018). Chemical and mineralogical characterization of recycled aggregates from construction and demolition

- waste from Mexico City. *Minerals* 8 (6), 237. <https://doi.org/10.3390/min8060237>
- Msimbira L.A. y Smith D.L. (2020). The roles of plant growth promoting microbes in enhancing plant tolerance to acidity and alkalinity stresses. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4, 106. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00106>
- Muñoz M.D.P.S. (2015). ¿Le apuestan los sistemas de manejo de residuos sólidos en el mundo al desarrollo sostenible? *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 1, 445-450.
- Ondóño S., Bastida F. y Moreno J.L. (2014). Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as technosols or as a basis in green roof systems. *Ecological Engineering* 70, 189-199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.003>
- ONU (2019). World urbanization prospects: the 2018 revision. Organización de las Naciones Unidas [en línea]. <https://www.un-ilibrary.org/content/books/9789210043144> 14/09/2023
- Pérez P. (2013). La urbanización y la política de los servicios urbanos en América Latina. *Andamios* 10 (2), 45-67.
- Prado B., Mora L., Abbruzzini T., Flores S., Cram S., Ortega P., Navarrete A. y Siebe C. (2020). Feasibility of urban waste for constructing technosols for plant growth. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 37 (3), 237-249. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2020.3.1583>
- Prashar P., Kapoor N. y Sachdeva S. (2014) Rhizosphere: its structure, bacterial diversity and significance. *Environmental Science and Biotechnology* 13, 63-77. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9317-z>
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing [en línea]. <https://www.R-project.org/> 14/09/2023
- Rehman K., Imran A., Amin I. y Afzal M. (2019). Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere* 217, 576-583. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.041>
- Rico A.M.L., Gale S.L. y Maxted N. (2008). Estudio taxonómico de *Albizia* (Leguminosae: Mimosoideae: Ingeae) en México y América Central. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65, 255-305.
- Rojas-Solis D., Contreras-Pérez M. y Santoyo G. (2013). Mecanismos de estimulación del crecimiento vegetal en bacterias del género *Bacillus*. *Biológicas* 15 (2), 36-41.
- Rojas-Solis D., Larsen J. y Lindig-Cisneros R. (2023). Arsenic and mercury tolerant rhizobacteria that can improve phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *PeerJ* 11, e14697. <https://doi.org/10.7717/peerj.14697>
- Rojas-Solis D., Magdalena García Rodríguez Y., Larsen J., Santoyo G. y Lindig-Cisneros R. (2023). Growth promotion traits and emission of volatile organic compounds of two bacterial strains stimulate growth of maize exposed to heavy metals. *Rhizosphere* 27, 100739. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100739>
- Rokia S., Séré G., Schwartz C., Deeb M., Fournier F., Nehls T., Damas O. y Vidal-Beaudet L. (2014). Modelling agronomic properties of technosols constructed with urban wastes. *Waste Management* 34 (11), 2155-2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>
- Santoyo G., Orozco-Mosqueda M.D.C. y Govindappa M. (2012). Mechanisms of biocontrol and plant growth-promoting activity in soil bacterial species of *Bacillus* and *Pseudomonas*: A review. *Biocontrol Science and Technology* 22 (8), 855-872. <https://doi.org/10.1080/09583157.2012.694413>
- SEMARNAT (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [en línea]. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf> 14/09/2023
- Shakoori R., Tabassum S. y Rehman A. (2010). Isolation and characterization of Cr⁶⁺ reducing bacteria and their potential use in bioremediation of chromium containing wastewater. *Pakistan Journal of Zoology* 42 (6), 651-658.
- Shamim S. y Rehman A. (2012). Cadmium resistance and accumulation potential of *Klebsiella pneumoniae* strain CBL-1 isolated from industrial wastewater. *Pakistan Journal of Zoology* 44, 203-208.
- Subashchandrabose S.R., Venkateswarlu K., Venkidusamy K., Palanisami T., Naidu R. y Megharaj M. (2019). Bioremediation of soil long-term contaminated with PAHs by algal-bacterial synergy of *Chlorella* sp. MM3 and *Rhodococcus wratislaviensis* strain 9 in slurry phase. *Science of the Total Environment* 659, 724-731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.453>
- TIS (1977). Industrial/simultaneous determination of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digests. Technicon Industrial Systems. Industrial method no. 334-74W/Bt. Tarrytown, Nueva York, EUA, 9 pp.
- Waring B.G., Álvarez-Cansino L., Barry K.E., Becklund K.K., Dale S., Gei M.G. y Powers J.S. (2015). Pervasive and strong effects of plants on soil chemistry: a meta-analysis of individual plant 'Zinke' effects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1812), 20151001. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.1001>
- Zinke P.J. (1962). The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology* 43, 130-133. <https://doi.org/10.2307/1932049>