



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

CIENCIAS AMBIENTALES Y RIESGOS

IMPACTO DEL USO DE MULCH EN LA CALIDAD DE LOS SUELOS URBANOS
COMO SOSTÉN DE LA VEGETACIÓN: UN CASO DE ESTUDIO EN LA CIUDAD DE
MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA:

VIVIAN ALVAREZ ISLAS

TUTOR

DRA. SILKE CRAM HEYDRICH
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

DRA. ALICIA CHACALO HILU
UAM AZCAPOTZALCO

DRA. BLANCA PRADO PANO
INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias de la Tierra por la formación recibida durante mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca (CVU: 858036) otorgada para la realización de estos estudios de maestría. Al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP) por los apoyos económicos brindados para la asistencia a congresos internacionales.

A la Dra. Silke Cram, mi tutora principal, por sus enseñanzas, su paciencia, su entusiasmo y su incondicional apoyo durante la realización de este trabajo.

A los miembros del Comité Tutor la Dra. Alicia Chacalo y la Dra. Blanca Prado por su tiempo, dedicación y sus valiosos comentarios y revisiones que contribuyeron al desarrollo y mejoría de este proyecto de investigación.

A los integrantes del Jurado designado la Dra. Isabelle Barois y al Dr. Francisco Javier Alvarez por el tiempo invertido en la revisión de este trabajo. Agradezco su apoyo, sus observaciones y sugerencias que permitieron enriquecer esta tesis.

Al Dr. Carlos Fragoso por su invaluable aportación en la identificación de lombrices.

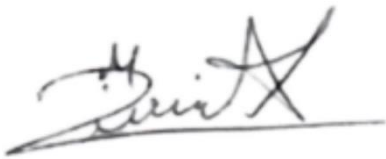
A la Dra. María del Pilar Fernández y al M.C. Jaime Grabinsky por su orientación en la realización de pruebas estadísticas.

Agradezco también al Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM) de la UNAM, al Laboratorio de Edafología Ambiental y al Laboratorio de física de suelos (Instituto de Geología) por el uso de sus instalaciones, equipos y materiales para llevar a cabo la parte experimental del presente trabajo de tesis. De igual manera agradezco a todas las personas que colaboraron en la realización de los diferentes análisis de muestras: Dra. Lucy Mora Palomino, Dra. Maricarmen Salazar Ledesma, Biol. Jorge René Alcalá Martínez y M. C. Arturo Huitzilihuitl Atilano.

Finalmente, agradezco a mis compañeros Eliudimir Peña, Josué Cadena, David Rogelio García y Guillermo Romo por su apoyo y compañía en las salidas de campo y muestreos realizados para el desarrollo de esta investigación.

CÓDIGO DE ÉTICA

“Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, las obras de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales”.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Vivian', with a large, stylized star-like flourish at the end of the signature.

Vivian Alvarez Islas

Resumen

Los suelos urbanos a menudo se encuentran muy transformados, tienen bajos contenidos de materia orgánica y reducida actividad del edafón. Dentro de la Ciudad de México, es una práctica común eliminar la hojarasca y otros tipos de desechos naturales, evitando la incorporación de nueva materia orgánica en el suelo. Además, el continuo tránsito humano sobre áreas verdes ocasiona la compactación del suelo, disminuyendo la porosidad, reduciendo la capacidad de aireación del suelo y la retención de agua, que son condiciones esenciales para el buen desarrollo de los árboles. En este proyecto, se estudió cómo el uso de mulch puede mejorar la calidad del suelo para su función como soporte de la vegetación.

Se caracterizaron suelos de la UAM Azcapotzalco que han recibido mulch durante 5, 10 y 20 años y fueron comparados con suelos sin mulch en la misma institución. Se propusieron indicadores para monitorear la calidad del suelo considerando la cantidad de agua disponible para las plantas, la aireación en la zona de la raíz, la disponibilidad de nutrientes y la biodiversidad edáfica. Se demostró que el mulch disminuye la densidad aparente, modifica la distribución del tamaño de los poros del suelo, mejora la aireación, incrementa la retención de agua y regula la temperatura del suelo. Además, el mulch aumenta la conductividad eléctrica y el contenido de nutrientes (C, N, P, Ca, K, Na, Mg) en el suelo; disminuye el pH e incrementa la macrofauna edáfica. El mulch mejoró la calidad del suelo como soporte para la vegetación principalmente en el horizonte superficial, siendo mayores sus beneficios si es aplicado continuamente durante largos periodos de tiempo.

Abstract

Urban soils are generally thought of as highly disturbed, with low levels of organic matter and reduced edaphic communities. Within Mexico City, it is a common practice to remove litter and other types of natural waste, preventing the incorporation of new organic matter into the soil. In addition, the continuous human transit over green areas causes soil compaction, decreases porosity, reduces soil aeration capacity and water retention, which are essential conditions for the proper development of trees. Mulching has been proposed as an alternative to improve soil's quality for supporting vegetation.

A comparison study was conducted in UAM Azcapotzalco to determine the effects of mulch on soil physical and chemical properties after 5, 10 and 20 years of the treatment. Indicators measured considered the amount of water available for plants, aeration in the root zone, nutrient availability, and soil biodiversity. Mulch was shown to decrease bulk density, change the size distribution of soil pores, improve aeration, increase water retention, and regulate soil temperature. Also, mulch increases the electrical conductivity and the nutrient content (C, N, P, Ca, K, Na, Mg) in soil; decreases pH and increases soil macrofauna. The mulch improved soil's quality mainly on the surface horizon, being greater its benefits if it is applied continuously for long periods of time.

Contenido

Introducción	10
Marco teórico	11
1. Sostenibilidad y áreas verdes urbanas	11
2. Suelos Urbanos	12
3. Servicios Ecosistémicos de los suelos urbanos	13
4. Sostén de la Vegetación	15
4.1 Propiedades de los suelos urbanos y su relación con la vegetación	16
5. Prácticas de Manejo en las Áreas Verdes Urbanas	21
5.1 Uso de Compost	22
5.2 Uso de Mulch	22
6. Áreas Verdes Urbanas en la Ciudad de México	24
6.1 Suelos urbanos de la Ciudad de México	25
6.2 Árboles Urbanos en la Ciudad de México	27
Hipótesis	28
Objetivos	28
Materiales y métodos	29
Resultados y discusión	34
Descripción de suelos	34
Porosidad del suelo	46
Capacidad de retención de humedad	56
Contenido de nutrientes	68
Biodiversidad edáfica	81
Conclusiones	89
Referencias bibliográficas	91
Anexos	108

Índice de Figuras

Figura 1. Áreas verdes estudiadas dentro de la UAM Azcapotzalco. Tomada de Google Earth.	30
Figura 2. (A) Perfil área verde A bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde A bajo árbol con mulch.....	35
Figura 3. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde A en pasto, sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde A bajo árbol, con mulch.....	36
Figura 4. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde A, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.	37
Figura 5. (A) Perfil área verde B bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde B con mulch.....	38
Figura 6. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde B en pasto, sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde B bajo árbol, con mulch.....	40
Figura 7. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde B, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.	41
Figura 8. (A) Perfil área verde C bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde C bajo árbol con mulch.....	42
Figura 9. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde C en pasto sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde C bajo árbol con mulch.....	44
Figura 10. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde C, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.	45
Figura 11. Valores de densidad aparente (g/cm^3) para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil. En color verde los sitios en pasto sin mulch y en color café los sitios bajo árbol con mulch.....	47
Figura 12. Densidad aparente promedio (g/cm^3) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).....	48
Figura 13. Valores de densidad real para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil. En color verde los sitios en pasto y en color café los sitios con mulch.	50
Figura 14. Densidad real promedio (g/cm^3) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).....	51
Figura 15. Porosidad del suelo (%) para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil.	53
Figura 16. Porosidad del suelo promedio (%) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).....	54

Figura 17. Porosidad del suelo promedio (%) (+EE) para los cuatro tratamientos (mulch y pasto al lado de mulch n=36, árbol y pasto n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$).....	55
Figura 18. Potencial matricial en el suelo del área verde A a distintas profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm durante un año. Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes para el suelo bajo pasto.....	57
Figura 19. Potencial matricial en el suelo del área verde A a distintas profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm durante la época de sequía. Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes para el suelo bajo pasto.....	58
Figura 20. Potencial matricial en el suelo del área verde A en las profundidades de 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) y 20-30 cm (c). Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch.....	60
Figura 21. (a) Potencial matricial en el suelo del área verde B en las profundidades de 0-10 cm las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch. (b) Potencial matricial en el área verde B para el tratamiento con mulch a distintas profundidades.....	62
Figura 22. Potencial matricial en el suelo del área verde C en las profundidades de 0-10 cm (a) y 10-20 cm (b). Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch.	63
Figura 23. Curvas de retención de humedad para el primer horizonte en las áreas verdes A, B, C. Los puntos cafés corresponden al suelo con mulch y los verdes al suelo sin mulch.....	65
Figura 24. Mediciones diarias de la temperatura del suelo durante un año en el área verde A. La línea café corresponde al suelo con mulch y la línea verde al suelo bajo pasto.	68
Figura 25. Valores de pH del suelo a lo largo del perfil en las 3 áreas verdes (A, B y C). Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.	69
Figura 26. Valores de pH promedio (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).....	70
Figura 27. Valores de pH promedio (+EE) para los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch n=36, árbol y pasto n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$).....	71
Figura 28. Valores de conductividad eléctrica del suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.	72
Figura 29. Valores de conductividad eléctrica promedio ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).....	72
Figura 30. Contenido de carbono total en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto. ...	74
Figura 31. Concentraciones promedio de carbono total (a) y carbono orgánico (b) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (%) (+EE)(n=2).	75
Figura 32. Concentraciones promedio de nitrógeno total (a) y relación C/N (b) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (+EE)(n=2).	77

Figura 33. Concentración promedio de fósforo disponible en el suelo (mg/kg) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2).....	78
Figura 34. Concentración promedio (cmol/kg) (+EE) de cationes en el suelo (a), de calcio (b) y de potasio (c) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2). 79	
Figura 35. Concentración promedio (cmol/kg) (+EE) de potasio (a) y de sodio (b) en el suelo de las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2).....	80
Figura 36. Densidad promedio de la macrofauna del suelo (Ind/m ²) (+EE) por taxones en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto (n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer (p< 0.05).....	82
Figura 37. Biomasa promedio de la macrofauna del suelo (g/m ²) (+EE) por taxones en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto (n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer (p< 0.05).....	83
Figura 38. Densidad promedio de la macrofauna del suelo (Ind/m ²) (+EE) por taxones en los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch n=15; árbol y pasto n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell (p< 0.05).....	84
Figura 39. Biomasa promedio de la macrofauna del suelo (g/m ²) (+EE) por taxones en los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch n=15; árbol y pasto n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba Games-Howell (p< 0.05).....	85
Figura 40. Distribución de la diversidad por taxones de la macrofauna del suelo en los cuatro tratamientos: mulch, pasto al lado de mulch, árbol y pasto.	87
Figura 41. Densidad de lombrices del suelo en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto (las líneas verticales indican el error estándar n = 5).	88
Figura 42. Perfil 01, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.....	108
Figura 43. Perfil 02, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.....	113
Figura 44. Perfil 03, en la foto se observan los horizontes delimitados.	117
Figura 45. Perfil 04, en la foto se observan los horizontes delimitados.	121
Figura 46. Perfil 05, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.....	126
Figura 47 . Perfil 06, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.....	130
Figura 48. Contenido de nitrógeno total en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas café corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.	134
Figura 49. Contenido de fósforo disponible en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas café corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.	135
Figura 50. Contenido de cationes (Na, Ca, Mg, K) en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas café corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.....	135

Índice de Tablas

Tabla 1. Superficie de área verde por habitante de acuerdo a la actualización del Inventario de Áreas Verdes Urbanas 2017 (SEDEMA, 2017).....	255
Tabla 2. Características de las áreas verdes evaluadas.....	31
Tabla 3. Parámetros de la curva de retención de humedad para el primer horizonte (0-10cm) en las áreas verdes A, B y C con el modelo Brooks y Corey.....	644

Introducción

El suelo es esencial para el crecimiento de las plantas, ya que proporciona soporte, nutrientes, agua, porosidad para el desarrollo de las raíces y aireación. Mantener un ambiente saludable en la zona de la raíz depende de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que determinan su calidad y aseguran que la rizósfera realice sus funciones correctamente (Hirons & Percival, 2012; Scharenbroch & Catania, 2012).

Los árboles en las áreas verdes urbanas enfrentan diversos problemas para su crecimiento y desarrollo relacionados principalmente con la baja calidad de los suelos debido a la influencia antrópica. Los suelos urbanos se caracterizan por tener alta densidad aparente del suelo y poco espacio poroso lo que afecta la capacidad de conducir y retener agua, aire y nutrientes; tienen valores altos de pH y alta salinidad (Pouyat et al., 2010). Con frecuencia contienen contaminantes y un bajo contenido de materia orgánica (Pouyat et al., 2008; Scharenbroch et al., 2005). Además, los suelos en áreas urbanas en su mayoría carecen de una capa orgánica (hojarasca) en su superficie, que es donde se encuentran la mayoría de los organismos del suelo. Los suelos urbanos son constantemente desprovistos de nueva materia orgánica (Craul, 1985), por lo que no tienen el mulch natural (mantillo) que se puede encontrar en los bosques. Además de esto, el paso continuo de humanos sobre áreas verdes aumenta la compactación del suelo y afecta la actividad microbiana en el horizonte superficial (Kissling et al., 2009). La condición degradada de los suelos urbanos limita el crecimiento y la salud de los árboles urbanos, la baja calidad de los suelos tiene como consecuencia que la mayoría de los árboles urbanos mueran antes de alcanzar la madurez (Sæbø & Ferrini, 2006).

La Ciudad de México no es una excepción, los problemas que presentan los árboles urbanos para su crecimiento están relacionados con las condiciones y recursos del suelo, destacando la baja capacidad de retención de humedad, la compactación y la baja disponibilidad de nutrientes (Zaragoza Hernández et al., 2014, 2015). Sumando la falta de sitios adecuados dentro de las áreas verdes urbanas para plantar árboles, el constante vandalismo antropogénico, el mantenimiento deficiente de los árboles (riego y fertilización) y una exposición crónica a contaminantes del aire, los árboles urbanos en la Ciudad de México se desenvuelven en un ambiente altamente estresante (Chacalo & Pineau, 1991; Jim et. al., 1999; Zaragoza Hernández et al., 2015).

Por esta razón, la evaluación y mejora de los suelos urbanos es esencial para garantizar el buen estado de los árboles en la ciudad. En este proyecto se propone el uso de *mulch* (astillas de madera) alrededor de los árboles como una medida para restaurar los suelos urbanos en la Ciudad de México, con el objetivo de mejorar la calidad del suelo de manera que permita un mejor crecimiento de las raíces, reduzca el estrés hídrico y propicie las condiciones para un ecosistema más funcional que en consecuencia aumente la estabilidad y salud de los árboles urbanos.

Para evaluar la influencia del mulch en los procesos biológicos del suelo y su efecto en la calidad del suelo urbano como sostén de la vegetación, se seleccionaron 4

indicadores: la porosidad del suelo que proporciona información sobre la aireación en la zona de la raíz; la retención de agua del suelo que es útil para determinar el estrés hídrico que podrían sufrir los árboles; el contenido de nutrientes disponibles para los árboles y la macrofauna edáfica que brindan información sobre las funciones del ecosistema y los atributos de la biodiversidad.

Marco teórico

1. Sostenibilidad y áreas verdes urbanas

Actualmente las ciudades albergan a la mitad de los siete mil millones de personas en el mundo y contribuyen con cerca de tres cuartas partes de la producción económica mundial. La proporción urbana de la población mundial continuará aumentando en las próximas décadas. Se estima que para el año 2050 serán tres tercios de la población mundial las que habiten en las ciudades, las proyecciones indican que la población urbana global crecerá de casi 3 mil millones a un total de 6,2 mil millones (Revi & Rosenzweig, 2013; Saier, 2007). Tan solo en la zona metropolitana del Valle de México viven 22 millones de personas, y se prevé que para el año 2030 su población aumente a más de 23 millones de habitantes (ONU, 2017).

Como la principal entidad socioeconómica para la habitación humana, las ciudades tienen un proceso biogeoquímico distinto e imponen una enorme huella ecológica en los ecosistemas circundantes que proporcionan su sustento y reciben sus productos de desecho (Kaye et. al., 2006; Luck et.al., 2001; Pouyat Pataki et al., 2007). Por ejemplo, aunque las áreas urbanas cubren menos del 3% de la superficie terrestre global, las ciudades son responsables del 78% de las emisiones de carbono, el 60% del uso residencial del agua y el 76% del uso de la madera a escala global (Grimm et al., 2008). Los ecosistemas urbanos están dominados por la población humana y los procesos biogeoquímicos en las zonas urbanas y periurbanas están controlados por las complejas interacciones entre la sociedad y el medio ambiente (Lin et al., 2014).

Con el incremento de las zonas urbanas, es necesario ir construyendo las condiciones para su desarrollo sustentable, autosuficiente, resiliente y asegurando a la población citadina una buena calidad de vida (ONU, 2015). Un elemento central de la sostenibilidad urbana es la oportunidad de fortalecer la biodiversidad urbana y el nivel de servicios ecosistémicos proporcionados (Aitkenhead-Peterson & Steele, 2010; Bolund & Hunhammar, 1999). Es por ello que la importancia de las áreas verdes urbanas (AVU) ha sido reconocida como una estrategia fundamental para que las grandes urbes sean más sostenibles (Ahern, 2007; Gómez et al., 2011; Haq, 2011; Jim, 2004). La ONU dentro de sus objetivos de desarrollo sustentable, dedica el objetivo 11 al desarrollo de ciudades sostenibles, en este objetivo se recalca la importancia de la cobertura vegetal, de la calidad de los suelos urbanos y del desarrollo de AVU para asegurar la sostenibilidad de las ciudades (Revi & Rosenzweig, 2013).

Desafortunadamente, con el crecimiento acelerado de la urbanización no se han considerado las AVU dentro de la planeación de las ciudades, en gran medida, debido a que no se tiene conocimiento de sus beneficios (Badiu et al., 2016; Djekic et al., 2017; Wang, 2009). Aun cuando se recomienda que en las ciudades la gente tenga a menos de 300 m acceso a un área verde (Indicators, 2003) podemos encontrar ciudades en India, España, Rumania, Macedonia, China, Japón o México (Badiu et al., 2016; Fuller & Gaston, 2009; Kabisch et al., 2016; Singh et al., 2010) que sólo presentan entre 10-2m² de área verde por habitante, reduciendo notoriamente la calidad de vida de los ciudadanos (Bertram & Rehman, 2015; Tzoulas et al., 2007).

2. Suelos Urbanos

Los suelos son el resultado de la evolución de un material parental bajo la influencia del clima, la vegetación, la topografía y el tiempo, esta interacción ocurre en la interfaz de la litósfera, la hidrósfera, la atmósfera y la biósfera. La formación del suelo es un proceso lento que involucra tres mecanismos: meteorización, transporte y acumulación. Las diferencias en las condiciones climáticas, los materiales parentales y la topografía dan origen a una amplia gama de suelos en condiciones naturales (Weil & Brady, 2017).

A diferencia de los suelos naturales ligeramente modificados, los suelos que han estado bajo una creciente influencia humana suelen encontrarse altamente modificados. Estos suelos a menudo muestran una sucesión de capas poco desarrolladas que no siempre son paralelas a la superficie del suelo. Las características de estas capas pueden ser muy variables y dependen de la naturaleza de los materiales depositados y del manejo histórico del suelo. (Craul, 1985; Effland & Pouyat, 1997; Lehmann & Stahr, 2007).

Los suelos en áreas antrópicas se han agrupado para su estudio en los conocidos SUTMA: suelos en áreas urbanas, industriales, de tráfico, mineras y militares. El acrónimo SUTMA fue propuesto por primera vez por W. Burghardt en 1998. Los SUTMA varían desde suelos ligeramente modificados a suelos muy intensamente manejados y alterados, a través de procesos tales como transformación, mezcla, aumento en profundidad, compactación, nivelación del terreno, sellado; excavación, es decir, eliminación de material del suelo y erosión acelerada; y entrada de material de suelo exógeno (artefactos) como desechos (orgánicos, inertes, tóxicos), escombros de construcción, materiales dragados y relleno de tierra (Morel et al., 2015; Pouyat et al., 2010).

Según la base de referencia mundial (WRB) (IUUS Working Group WRB, 2015; Rossiter, 2007), los suelos fuertemente antropizados se clasifican en dos grupos; antrosoles y tecnosoles. Los antrosoles son suelos con extrema influencia humana que muestran un alto contenido de materia orgánica. Son el resultado de un uso agrícola prolongado e intensivo (por ejemplo, horticultura) con la adición de materia orgánica, riego y cultivo, y exhiben un horizonte hortícola, irrágico o plágico. Cubren más de 500,000 ha a nivel mundial. El grupo Tecnosol se introdujo en 2006 en la WRB. Los tecnosoles son suelos que contienen muchos artefactos (materiales técnicos creados por el humano), es decir, 20% (p / p) o más en el perfil superior del suelo de 100 cm o una capa de cemento

continuo. Los tecnosoles son el resultado de muchas actividades humanas y se producen predominantemente en áreas urbanas e industriales, carreteras, vertederos y sitios mineros. Para ambos grupos, la pedogénesis y las propiedades están dominadas por el origen técnico de los materiales parentales.

Los SUTMA incluyen a los suelos en áreas urbanas ya que todos los suelos de la ciudad están más o menos afectados por la intervención humana. A su vez, todos los suelos en áreas urbanas afectan la vida de la ciudad. En un extremo encontramos los suelos antropogénicos, donde el principal factor de formación del suelo es la influencia humana; en el otro extremo están los suelos naturales que no han sido modificados por el humano pero que, sin embargo, han recibido aportes de deposición seca y húmeda incorporando contaminantes en el suelo. La mayoría de los suelos de la ciudad se usan intensamente y, por lo tanto, están fuertemente influenciados por los humanos. Los procesos en estos suelos a menudo difieren mucho de los de los suelos naturales. Las cargas contaminantes son a menudo mucho más altas, los materiales parentales son diversos y, a menudo, de composición química extrema. Los suelos de materiales técnicos como los desechos industriales a menudo experimentan una meteorización rápida a diferencia de los suelos naturales (Rossiter, 2007).

Los suelos urbanos se distinguen de los naturales esencialmente por estar mezclados con materiales de relleno con presencia de residuos de construcción, presentan contenido reducido de materia orgánica, pH con tendencia a la alcalinización, salinidad elevada, tendencia a la contaminación con metales pesados y derivados del petróleo, propiedades físico-mecánicas particulares tales como alta compactación, baja porosidad, modificación de la estructura, encostramiento condiciones que en conjunto limitan la aireación, el drenaje agua y el almacén de humedad disponible a la planta y crecimiento de raíces (Craul, 1985; Hazelton & Murphy, 2011; Jim, 1998a). Esto también afecta la composición de las poblaciones de organismos degradadores, el ciclaje de nutrientes y los mecanismos bioquímicos frente a diversos contaminantes (Scharenbroch et al., 2005; Yang & Zhang, 2015). Todo esto como consecuencia de las actividades antrópicas que modifican los suelos naturales.

Los suelos urbanos son el principal soporte de las áreas verdes urbanas. Por lo que las características de este tipo de suelos son las que definen en gran medida las características y potenciales de las AVU. Cada vez, se reconoce más la importancia del suelo antrópico como soporte de las áreas verdes urbanas y con ello de la calidad de vida del habitante de la ciudad (De Kimpe & Morel, 2000). Algunos autores recalcan la importancia de orientar el manejo del suelo en zonas urbanas hacia el objetivo de disminuir el sellamiento de la superficie e identificar los servicios ambientales que proveen para asegurarlos o mejorarlos (Burghardt et al., 2015; Cram et al., 2008; Vegter, 2007; Yang & Zhang, 2015).

3. Servicios Ecosistémicos de los suelos urbanos

Los servicios ecosistémicos constituyen todos aquellos beneficios que la población obtiene de los ecosistemas (Costanza et al., 1997; Millennium Ecosystem Assessment,

2005). Dentro de los ecosistemas urbanos, los suelos son indispensables en el aporte de estos servicios (Morel et al., 2015).

Los suelos urbanos soportan el crecimiento de las plantas y les suministran nutrimentos agua y aire; en el suelo se lleva a cabo una parte importante de todos los ciclos biogeoquímicos necesarios para el reciclaje de los compuestos orgánicos (Lorenz & Lal, 2009); el secuestro de carbono en suelos urbanos es un proceso importante que ayuda a mitigar los efectos del aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Sin embargo, la ganancia o pérdida de C del suelo puede verse muy afectada por el uso del suelo urbano y los cambios ambientales dentro de las ciudades (Chen et al., 2014; Edmondson et al., 2012; Tao et al., 2016). Los suelos urbanos tienen la capacidad de acumular una cantidad sorprendente de C y N en comparación con los suelos agrícolas o nativos. Los esfuerzos de manejo hortícola (por ejemplo, fertilización e irrigación) en zona urbana tienden a maximizar la productividad de la planta y la acumulación de colchón orgánico del suelo para un clima o tipo de suelo dado y, por lo tanto, aumentar la capacidad de estos suelos para almacenar C y N (Pouyat et al., 2010).

Los suelos urbanos también proporcionan hábitat para plantas y animales. Incluso con la depresión de la riqueza de especies nativas, la diversidad de especies de plantas puede ser mayor en hábitats urbanos que rurales (McKinney, 2008). En cuanto a la fauna, los suelos urbanos tienen diferentes comunidades de fauna, con una mayor proporción de especies introducidas y organismos exóticos en comparación con sus contrapartes nativas del suelo. Sobre todo, porque los organismos en suelos urbanos tienen que hacer frente a el estrés ambiental como la contaminación o la temperatura (Pouyat et al., 2010).

En ambientes propiamente urbanos los suelos captan agua y permiten la recarga de los acuíferos, reducen los niveles de escorrentía evitando inundaciones y arrastres de basura hacia las partes bajas de las zonas urbanas, almacenan agua a la par que nutrimentos para la vegetación y evita la sobrecarga de drenaje artificial (Burian & Pomeroy, 2010; Steele et al., 2010). El suelo urbano también actúa como sumidero de metales pesados a través de reacciones de sorción, complejación y precipitación. Por medio de su función filtradora, amortiguadora y transformadora captan ciertos contaminantes asegurando la calidad del agua, aire y cultivos (Pouyat et al., 2010; Trammell et al., 2011; Weil & Brady, 2017; Yang & Zhang, 2015).

El suelo contribuye indirectamente a modular temperatura y humedad, lo cual mejora la calidad del aire evitando polvaredas, favoreciendo la producción de oxígeno, disminuyendo el efecto de isla de calor; factores relacionados con la calidad de vida del habitante urbano. Finalmente, en los ecosistemas urbanos, el suelo es proveedor de servicios para material de construcción, como cimiento para la infraestructura urbana y como depósito de rellenos o basura (Blanchart et al., 2017; Cram et al., 2008; Hazelton & Murphy, 2011). Todos estos servicios ecosistémicos se agrupan en 4 categorías: servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación, servicios de soporte y servicios culturales.

Los suelos urbanos brindan una variedad de servicios ecosistémicos a los habitantes de ciudades y pueblos. La creciente urbanización de las superficies afecta su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos. Los suelos se ven afectados directamente a través de la perturbación y el manejo (por ejemplo: riego, sellamiento) e indirectamente a través de cambios en el medio ambiente (por ejemplo: efecto isla de calor y contaminación) (Vegter, 2007). Los efectos directos e indirectos contribuyen a formar un mosaico de las condiciones del suelo que muchas veces disminuyen su calidad y potencial de ofrecer servicios ecosistémicos (Morel et al., 2015; Siebe et al., 2004). Esto se ve reflejado directamente en la calidad de vida de los ciudadanos.

4. Sostén de la Vegetación

El rendimiento de los árboles dentro de las ciudades (p. ej., establecimiento, crecimiento, longevidad) está influenciado por las interacciones de factores edáficos, biológicos, climáticos y antropogénicos (Hirons & Percival, 2012; Lilly, 2011). Los árboles en las ciudades están expuestos a condiciones altamente estresantes como: espacios reducidos, temperaturas y condiciones climáticas extremas; alta irradiancia, lluvia ácida, contaminantes del aire y baja calidad en los sitios de plantación (Hirons & Percival, 2012; Jim et al., 1999; Mullaney et al., 2015).

Uno de los servicios ecosistémicos de los suelos urbanos es su función como sostén para la vegetación. Este servicio ecosistémico es el que está mayormente relacionado con el soporte de las áreas verdes urbanas, ya que éstas dependen en gran medida de una buena calidad del suelo para poder desarrollarse óptimamente. El suelo es el medio desde donde la planta obtiene casi todo lo que necesita: agua, aire, nutrientes y espacio para las raíces. Como se mencionó anteriormente, la gran influencia antrópica en los suelos urbanos a menudo tiene como consecuencia que estos presenten condiciones degradadas, lo que limita el crecimiento y la salud de los árboles urbanos (Jim, 1998b; Lemaire & Rossignol, 1999; Trammell et al., 2011). Por esta razón la evaluación y mejoramiento del suelo urbano es imprescindible para el rendimiento de la vegetación urbana.

Hay una estrecha relación entre la calidad del suelo y la calidad del arbolado urbano (Layman et al., 2016; Scharenbroch & Catania, 2012; Thwaites & Cowling, 1988). Las propiedades físicas, químicas y biológicas determinan la calidad del suelo (Dexter, 2004; J.W. Doran et al., 1994). Por calidad del suelo se entiende a la capacidad del suelo para desarrollar funciones (Karlen et al., 1997). Algunas funciones importantes del suelo incluyen: flujo y retención de agua y solutos, estabilidad física y soporte, retención y el ciclaje de nutrientes, amortiguamiento y filtración de materiales tóxicos, y mantenimiento de la biodiversidad y el hábitat (Craul, 1985; Yang & Zhang, 2015). Un componente importante en el concepto de calidad del suelo es la identificación de un conjunto de indicadores o atributos sensibles que reflejen la capacidad de un suelo para cumplir con sus funciones. Puede ser una combinación de propiedades inherentes, como textura y mineralogía, que no cambiarán durante décadas, y propiedades dinámicas como la materia orgánica y el pH que se ven afectados, en tiempos cortos,

por el uso y manejo del suelo (Carter et al., 1997). Para elegir un indicador es deseable que cumpla con las siguientes características: estar relacionado con una función determinada del suelo, integrar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, facilidad de muestreo y medición, confiabilidad, bajo costo, alta sensibilidad a los cambios en el uso o manejo del suelo y disponibilidad de datos similares para poder comparar los resultados (Doran & Parkin, 1996).

La característica más importante para seleccionar indicadores es la identificación de las funciones del suelo que deben estar representadas. Para determinar la calidad del suelo urbano relacionada con el desarrollo de los árboles, se han utilizado como indicadores propiedades del suelo como la textura, la densidad aparente, la estabilidad de agregados, el pH, la conductividad eléctrica y la materia orgánica total (Scharenbroch & Catania, 2012).

4.1 Propiedades de los suelos urbanos y su relación con la vegetación

Cómo se mencionó anteriormente, la calidad de los suelos urbanos en su función como sostén de la vegetación estará determinada por sus propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. A continuación, se detallará la importancia de estas propiedades del suelo en relación con el desarrollo de los árboles urbanos.

Porosidad del suelo

El suelo contiene espacios abiertos llamados poros, cuyo tamaño y distribución afectan el movimiento y disponibilidad de aire y agua a través del perfil del suelo. La composición ideal de un suelo es de un 25% de aire, 25% de agua, 45% de minerales y un 5,0% de materia orgánica. La adecuada proporción de dichos componentes guardan relación con la textura (porosidad primaria) y la estructura (porosidad secundaria) del suelo (Lilly, 2011; Weil & Brady, 2017).

La textura es la proporción de partículas minerales de una muestra de suelo, descrita por las proporciones relativas o la distribución de partículas, los suelos pueden ser clasificados de arcillosos, limosos y arenosos. La arena son las partículas minerales más grandes, es la responsable de generar los macroporos, los cuales fácilmente almacenan aire, pero no son capaces de retener el agua. De igual manera, gracias a los poros pequeños, los suelos arcillosos tienen un drenaje muy pobre, pero son capaces de retener en el tiempo grandes cantidades de agua (microporos). Los microporos pueden llegar a ser tan pequeños y retener el agua con tanta fuerza que no quede disponible para las raíces. Por su parte, un suelo limoso se encuentra en el centro del triángulo de texturas, siendo el tamaño de sus poros la media en relación con los otros dos (Lal & Shukla, 2004; Lilly, 2011; Ojeda et al., 2014).

Por otra parte, la estructura se define como la forma en que se agrupan las partículas de suelo (arena, limo y arcilla) en agregados, dando lugar a la formación de poros entre ellos. La estructura está determinada por el tamaño, la forma y la resistencia de los agregados y poros; por la capacidad de los poros para retener y transmitir fluidos y materiales suspendidos o disueltos y la capacidad para apoyar el crecimiento y

desarrollo vigoroso de las raíces. Existen numerosos factores que afectan la agregación la mayoría se pueden agrupar en dos grandes categorías: factores endógenos y exógenos. Los factores endógenos, son aquellos que se deben a las propiedades inherentes del suelo. Estos factores incluyen características del suelo tales como textura, minerales de arcilla, la naturaleza de intercambio de cationes, la cantidad y calidad de la fracción de humus. Los factores exógenos que afectan la estructura incluyen al clima, procesos biológicos y el manejo o uso del suelo. (Lal & Shukla, 2004).

La degradación de la estructura del suelo o compactación implica la reducción del espacio poroso, siendo mayor el efecto sobre los macroporos, impidiendo el libre movimiento del aire, del agua y de las raíces. Lo anterior, además de ser una restricción física para el desarrollo de las raíces, limita su crecimiento ya que al saturarse de agua rápidamente disminuye la cantidad de oxígeno para la respiración del sistema de raíces, lo que en poco tiempo puede provocar la muerte del árbol (Dexter, 2004). Por debajo del 15% de oxígeno la absorción mineral decrece, con niveles inferiores al 12% no desarrolla nuevas raicillas, por debajo del 5% se detiene el crecimiento de raíces y cuando el porcentaje desciende del 1% las raíces pierden peso y mueren. Es por ello que la micro y macro porosidad a cierta profundidad cobra gran importancia para el sistema de raíces (Ojeda et al., 2014).

La compactación del suelo puede llegar a ser significativa para el proceso de establecimiento de los árboles, así como limitar su crecimiento y desarrollo. A medida que se compacta el suelo, aumenta la resistencia física a las raíces; los agregados del suelo se descomponen y el espacio de los poros disminuye. Esto reduce la aireación del suelo, afectando negativamente la respiración biológica de las raíces y la biota del suelo, lo que a su vez afecta el ciclo y la disponibilidad de nutrientes. La modificación de la estructura del suelo también cambia las propiedades hidráulicas y ralentiza significativamente el movimiento del agua a través del suelo, presentando déficits de agua y anegamiento como problemas potenciales (Chacalo Hilu, 2017; Kozlowski, 1999). En general, se acepta que la mayoría de las raíces no pueden penetrar en suelos húmedos de una densidad aparente mayor de 1.4–1.6 g/cm³ en suelos de textura fina y 1.75 g/cm³ en suelos de textura más gruesa, aunque esto se reducirá en suelos más secos, variando de acuerdo con las diferentes especies (Kozlowski, 1999; Weil & Brady, 2017). La compactación del suelo más allá de estos umbrales con frecuencia existe en situaciones urbanas como resultado del tráfico de vehículos y peatones, pero también puede ser necesaria para fines de ingeniería. Donde existen tales densidades, el volumen de suelo disponible para el crecimiento de las raíces de los árboles se reduce significativamente (Hirons & Percival, 2012; Jim, 1993, 1998b).

Humedad del suelo

El contenido de humedad del suelo se define como el agua que puede ser evaporada del suelo al calentarse a 105 °C hasta un peso constante. La elección del límite de temperatura es arbitrario, los suelos arcillosos retienen una cantidad considerable de agua a esta temperatura. El agua en el suelo es retenida por las fuerzas de cohesión y

adherencia: la tensión superficial, la capilaridad y la presión osmótica en la solución del suelo juegan un papel importante. Hay dos tipos de fuerzas que actúan sobre la humedad del suelo. Las fuerzas positivas son aquellas que aumentan la afinidad del suelo por el agua (p. ej., fuerzas de cohesión y adhesión). En contraste, las fuerzas negativas que conducen el agua fuera del suelo incluyen la gravedad, el crecimiento activo de las raíces de las plantas y la demanda evaporativa de la atmósfera. En cualquier momento dado, el contenido de humedad del suelo es el resultado neto de estas fuerzas positivas y negativas. Hay tres formas de humedad del suelo. (1) El agua líquida que se mantiene en los poros de transmisión y retención. (2) El agua absorbida que es retenida por las fuerzas de cohesión y adhesión por las partículas del suelo, principalmente partículas coloidales como arcilla y materia orgánica. (3) Finalmente, el agua que es retenida dentro de la estructura reticular de los minerales arcillosos. Los dos aspectos edafológicamente importantes del agua contenida dentro de los poros son la capacidad de humedad del campo y el punto de marchitez permanente, ya que entre ellos se encuentra el agua disponible para las plantas. (Lal & Shukla, 2004).

La evaluación de la humedad del suelo tiene mayor valor en sitios individuales, ya que puede relacionarse con las condiciones específicas experimentadas por la vegetación y tiene en cuenta la hidrología local del suelo. La característica más importante para evaluar en relación con el agua del suelo es el potencial matricial (potencial hídrico del suelo), generalmente se evalúa utilizando un tensiómetro. Cada suelo tiene una característica individual de liberación de humedad que está determinada por factores como la textura, el material parental y el contenido de materia orgánica. Esto da como resultado diferencias significativas en la disponibilidad de agua del suelo, incluso cuando el contenido volumétrico del suelo es consistente en diferentes tipos de suelo. Por ejemplo, un suelo arenoso con un contenido volumétrico de agua del 5% contendrá agua que está fácilmente disponible para el árbol, mientras que un suelo franco con un contenido volumétrico equivalente no contendrá agua disponible. Por lo tanto, evaluar el contenido volumétrico de agua tiene un valor limitado a menos que se conozca el potencial matricial correspondiente del suelo (P. Kramer & Boyer, 1995).

Los déficits hídricos afectan casi todos los aspectos del crecimiento y desarrollo de los árboles (Kozlowski, 1971). Los déficits hídricos de los árboles casi siempre se asocian con sequías periódicas, pero en los sitios de plantación urbana son los volúmenes limitados de suelo los que con frecuencia contribuyen a graves déficits hídricos, provocando daño significativo a los sistemas de raíces (Nowak et al., 1990). El acceso restringido al agua del suelo en conjunto con un sistema de raíces limitado no logra satisfacer las demandas transpiracionales de los árboles lo que limita su crecimiento (Kjelgren & Clark, 1993). Los déficits de agua se consideran las principales causas de fracaso de los árboles urbanos recién plantados, lo que resulta en la pérdida de la turgencia de las hojas, el cierre del estoma, funciones metabólicas reducidas y la disminución de la fotosíntesis (Gilbertson & Bradshaw, 1990; Struve, 2009).

Nutrientes en el suelo

La composición química del suelo y el suministro adecuado de nutrientes son factores muy importantes para el crecimiento y desarrollo normal de las plantas. Los elementos minerales esenciales clasificados como macronutrientes generalmente se requieren en cantidades disponibles que excedan 1 ppm. Mientras que los micronutrientes son necesarios en cantidades mucho más pequeñas, a menudo menos de 1 ppm. Los macronutrientes incluyen nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y azufre. Los micronutrientes importantes son boro, hierro, manganeso, zinc, cobre, molibdeno y cloro. Las demandas de nutrientes minerales varían dependiendo de la especie de planta, la deficiencia de algún nutriente impide que se lleven a cabo por completo la fase vegetativa o reproductiva de su ciclo de vida (Kozłowski, 1971).

El contenido de nutrientes en el suelo es fundamental para la supervivencia a largo plazo de los árboles urbanos. Se ha demostrado la proliferación de los sistemas de raíces de los árboles en un ambiente húmedo con alta disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Gilbertson & Bradshaw, 1985). Sin embargo, en los suelos urbanos es común que haya poca cantidad de materia orgánica y de nutrientes, así como elevadas concentraciones de contaminantes (Cekstere & Osvalde, 2013; Kleiber et al., 2019; Trammell et al., 2011). Algunos problemas comunes en suelos urbanos son la deficiencia de fósforo, liberación de carbonatos por residuos de construcción, pH alcalino que disminuye la biodisponibilidad de algunos nutrientes, por ejemplo induce la deficiencia de manganeso y hierro; y elevadas concentraciones de plomo y zinc (Jim, 1998b, 1998a). Cuando faltan nutrientes, en particular nitrógeno y potasio, o los suelos no están balanceados químicamente la salud de los árboles disminuye, llegando a ser más sensibles a factores biológicos (plagas y enfermedades) o sequías en años posteriores (Gilbertson & Bradshaw, 1985; Lemaire & Rossignol, 1999).

El contenido de materia orgánica y el pH son factores principales de la calidad del suelo y, por lo tanto, del desempeño de los árboles en zonas urbanas (Scharenbroch & Catania, 2012). El estado de fertilidad del suelo está relacionado con la capacidad de intercambio de cationes, una medida del almacenamiento de nutrientes, y está determinada por la textura y el contenido de materia orgánica, así como por la reacción del suelo (pH) (Craul, 1985).

Los suelos urbanos tienden a presentar valores de reacción del suelo (pH) superiores a sus contrapartes naturales. Esto debido a la aplicación de cloruro de calcio o sodio a los caminos y aceras para deshielarlos en latitudes hacia el norte; debido al riego de vegetación con agua enriquecida con calcio; por la liberación de calcio del desgaste de escombros de construcción y la erosión de edificios y aceras bajo la atmósfera ácida del entorno urbano. El pH del suelo casi neutral (pH 7) favorece muchos procesos beneficiosos para una amplia gama de plantas y mejora la fertilidad del suelo. Por otro lado, un exceso de calcio o sodio (o incluso el cloruro) crea un desequilibrio con otros iones nutrientes y puede evitar su absorción por las raíces (Craul, 1985).

La materia orgánica en el suelo afecta tanto las propiedades físicas (humedad, estructura) como químicas del suelo (pH, conductividad eléctrica) (Dexter, 2004). Dentro de sus principales beneficios se encuentran mejorar la aireación, la capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nutrientes. Además, la materia orgánica tiene un efecto regulador sobre el pH del suelo, llevándolo a niveles cercano a la neutralidad (Ojeda et al., 2014). Hay varios factores que evitan la acumulación de materia orgánica en los suelos urbanos. El contenido de carbono (debido a la acumulación de carbono en la biomasa microbiana) se reduce debido a la compactación del suelo; las hojas de los árboles se eliminan del pasto, lo que limita el retorno de carbono al suelo y la fertilidad de los suelos urbanos disminuye bajo una fuerte contaminación química, lo que es desfavorable para la vegetación (Vodyanitskii, 2015).

Organismos del suelo

Las comunidades de organismos del suelo son extremadamente complejas y diversas, con millones de especies y miles de millones de organismos individuales que se encuentran dentro de un solo ecosistema, abarcan desde bacterias microscópicas y hongos, organismos más grandes, como lombrices de tierra, hormigas y hasta topos. El conocimiento sobre esta biodiversidad subterránea es limitado, al menos en comparación con lo que se conoce sobre la diversidad en superficie. Los organismos del suelo realizan una gran cantidad de funciones, entre las cuales destacan su participación en el ciclaje de nutrientes, en el ciclo del carbono, en la dinámica de la comunidad vegetal y en la respuesta eco-evolutiva de los ecosistemas al cambio global (Bardgett & Van Der Putten, 2014).

Los organismos del suelo generalmente se subdividen en varios grupos en función de su tamaño: la megafauna (topos) y macrofauna (lombrices de tierra, hormigas) son visibles a simple vista (>2mm), la mesofauna (ácaros y colémbolos) es visible bajo una lupa (2mm-0.1mm), la microfauna (protozoos, nematodos), las bacterias y los hongos son visibles bajo el microscopio (< 0.1mm) (Swift et al., 1979). Los organismos más pequeños son los más abundantes y diversos en los suelos, existen varios millones de especies de bacterias y hongos, de los cuales solo entre el 5-10% han sido identificados. Las lombrices de tierra son los organismos con mayor biomasa, su diversidad no es tan extensa pero debido a esto es muy bien conocida (Fragoso & Rojas, 2014; Guillard et al., 2018). La red alimentaria del suelo es extremadamente compleja, una red trófica en equilibrio evidencia la buena funcionalidad del ecosistema, lo que permite potencializar sus servicios ecosistémicos (Bardgett et al., 2005; Schwarz et al., 2017).

La biota del suelo es un componente importante del ecosistema del suelo, que contribuye activamente a la formación del suelo al alterar sus propiedades fisicoquímicas y bioquímicas. La fauna edáfica fracciona, descompone, transforma y transporta la materia orgánica, junto con los microorganismos modifican la cantidad de nutrientes en el suelo, la estructura y la porosidad, propiedades que a su vez afectan la humedad, la aireación, el pH y la fertilidad del suelo (Amossé et al., 2015; Guillard et al., 2018).

La mayoría de los organismos del suelo son parte de la red alimentaria que descompone la materia orgánica muerta que llega al suelo, por lo que su función principal en el ecosistema es procesar los detritos humificando y mineralizándolos para movilizar nutrientes que son fundamentales para los árboles y más aún los urbanos (Wardle et al., 2004). La dinámica de la vegetación está fuertemente influenciada por interacciones entre raíces de plantas y herbívoros, patógenos, organismos simbióticos y descomponedores, especialmente en escalas locales. Los hongos micorrícicos, insectos que se alimentan de raíces, ingenieros de ecosistemas como las lombrices de tierra y patógenos transmitidos por el suelo a la raíz son impulsores de la dinámica de la vegetación. Los organismos del suelo tienen un papel fundamental impulsando la diversidad, abundancia y sucesión de las plantas regulando la dinámica de la vegetación (Bardgett & Van Der Putten, 2014; Francini et al., 2018).

Todos los taxones de los principales invertebrados están representados en el suelo, y en la mayoría de los ecosistemas terrestres, la mayor diversidad de especies se encuentra en el suelo. Muchos taxones del suelo son poco conocidos, pero se han descubierto y descrito nuevas especies y patrones de biodiversidad en ecosistemas urbanos (Barrico et al., 2018; Francini et al., 2018; Ramirez et al., 2014). La composición y la abundancia de la fauna urbana del suelo están determinadas por muchos factores que interactúan, tanto naturales como antropogénicos, y variarán según el taxón. Los suelos urbanos tienen comunidades de fauna fundamentalmente diferentes, con una mayor proporción de especies introducidas en comparación con sus contrapartes nativas. La adaptación exitosa de la fauna del suelo a las condiciones ambientales urbanas implica muchos rasgos fisiológicos y de comportamiento. Los organismos individuales pueden hacer frente al estrés ambiental a través de mecanismos conductuales (migración, cambio en las preferencias alimentarias, búsqueda de microhábitats más favorables) o fisiológicos (regulación de la absorción y almacenamiento de metales pesados) (Pouyat et al., 2010). Los factores que contribuyen a la alta riqueza de especies incluyen las propiedades físico-químicas del suelo, el uso del suelo, los tipos de cobertura existentes en los paisajes urbanos, la probabilidad de la introducción y el establecimiento de especies no nativas (Byrne, 2007; Ossola et al., 2017; Smetak et al., 2007).

5. Prácticas de Manejo en las Áreas Verdes Urbanas

Con el objetivo de incrementar la calidad de los suelos como sostén de la vegetación y poder desarrollar áreas verdes urbanas en buen estado, se han desarrollado diferentes prácticas de manejo que buscan mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Algunos ejemplos son la descompactación del suelo con maquinaria para arado, la adición de fertilizantes, colocación de sistemas de riego, la adición de organismos edáficos como lombrices, la adición de sustratos porosos como el biochar o la adición de materia orgánica por medio de compost o mulch (Beck et al., 2011; Beesley & Dickinson, 2010; Chen et al., 2014; Layman et al., 2016; Sax et al., 2017; Somerville et al., 2020).

5.1 Uso de Compost

Los suelos urbanos frecuentemente carecen de la capa superficial del suelo natural, donde la materia orgánica y la biota se encuentran. En muchos sitios urbanos, las hojas y otros desechos naturales de las plantas son removidos y desechados a la basura o en contenedores de compost, en lugar de que se les deje en el suelo para formar un mantillo natural, como se encuentra en los bosques. Es por ello que los suelos se ven privados de nuevo material orgánico. De las estrategias más utilizadas debido al gran potencial para mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles en suelos urbanos bajos en materia orgánica es el adicionar compost (Sæbø & Ferrini, 2006). El compost se puede obtener a partir de residuos orgánicos en parques, desechos de la agricultura, basura orgánica de la casa o residuos de industrias de alimento. El compostaje disminuye los problemas ambientales relacionados a la gestión de residuos disminuyendo los volúmenes de desechos, matando organismos potencialmente peligrosos y estabilizando la materia orgánica donde los nutrientes se concentraron.

Los composts suministran nutrientes, materia orgánica y aportan microorganismos beneficiosos al suelo (Amlinger et al., 2003; Scharenbroch, 2009). El compost de alta calidad contiene muchos compuestos que influyen en los procesos biológicos del suelo positivamente, mejorando así las características físicas y químicas del suelo. Los humatos son las sustancias orgánicas (ácidos) que permanecen en el suelo después de la descomposición de la materia orgánica, mejoran la estructura del suelo, lo que resulta en un suelo que es más fácil de penetrar para las raíces de las plantas. Con un mejor crecimiento de las raíces, aumenta la estabilidad de los árboles. Los mayores volúmenes de suelo explorados por las raíces conducen a un mejor estado de nutrientes y menor estrés hídrico (Sæbø & Ferrini, 2006). Las moléculas orgánicas del compost actúan como sitios para el intercambio de cationes, aumentando así la adsorción y la retención de nutrientes en el suelo. Los micronutrientes agregados al suelo por los compost pueden reemplazar un costoso micro fertilizante. Gracias a su estructura química el compost mejora la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, disminuye la densidad aparente de los suelos y reduce el pH (Loper et al., 2010; Sax et al., 2017).

El compost aumenta la calidad de la materia orgánica del suelo al aportar sustancias húmicas, lo que puede cambiar el equilibrio entre los microorganismos beneficiosos y perjudiciales. La fracción húmica de los compost tiene un efecto contra los patógenos. Los microorganismos pueden conducir a una mejor resistencia de la planta contra enfermedades, así como a controlar los organismos nocivos o cambios en la competencia entre los organismos del suelo, de modo que los efectos de las enfermedades sean menos perjudiciales para las plantas (Fichtner et al., 2004; Hoitink et al., 2003).

5.2 Uso de Mulch

El mulch es otra práctica de manejo que ha demostrado muy buenos resultados en suelos urbanos (Chalker-Scott, 2007; Qu et al., 2019; Sæbø & Ferrini, 2006). El uso de mulch es un método antiguo de control de malezas, todavía es una práctica muy

utilizada en áreas verdes urbanas para reducir las pérdidas por trasplantes y asegurar el buen desarrollo de los árboles, así como para disminuir los costos de gestión en áreas verdes urbanas (Scharenbroch, 2009). Los materiales para mulch incluyen tanto inorgánicos (por ejemplo, piedra triturada, ladrillo triturado, grava, películas de polietileno) como orgánicos (ramas y hojas trituradas, árboles de madera blanda y dura, astillas de madera, aserrín, paja de pino, palos de paletas reciclados y mezclas de los anteriores) (Leclercq-Dransart et al., 2020; Shepherd & Pickering, 2000). Sin embargo, los materiales de mulch deben ser de alta calidad y se debe tener mucho cuidado en cómo se usan (Hirons & Percival, 2012).

Los beneficios del mulch incluyen conservar la humedad del suelo durante la estación de estiaje, porque actúa como una especie de “tapadera” en el que conserva la humedad permitiendo, por lo general, la aireación. Aumenta la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo. Si es orgánico se va a descomponer enriqueciendo de materia orgánica y nutrientes el suelo, además de regular la temperatura, prevenir la erosión del suelo por las fuertes lluvias y su compactación; regula también el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CEC); lleva a cabo supresión de patógenos, aumenta la actividad microbiana del suelo, reduce la disponibilidad de sales y de contaminantes, aumenta la retención de metales pesados, da buena imagen en el paisaje y evita que las podadoras de pasto lleguen a la planta (Byrne et al., 2008; Chalker-Scott, 2007; Jordán et al., 2010). El mulch presenta beneficios para el arbolado urbano, mejora el establecimiento y desarrollo de la vegetación, promueve la germinación de semillas, ayuda al establecimiento de las raíces, mejora la supervivencia después del trasplante, reduce las enfermedades de los árboles y controla la maleza (Chacalo Hilu, 2012; Chalker-Scott, 2007; Ferrini et al., 2008; Gilman et al., 2013; Grabosky & Gilman, 2004).

Sin embargo, en algunas ocasiones el mulch presenta problemáticas, las más comunes son la descongelación lenta del suelo, cantidades excesivas de humus, efectos fitotóxicos, colonización por malezas, puede estar contaminado con pesticidas, puede inhibir la aireación del suelo, generar deficiencia de nitrógeno al incrementar los microorganismos del suelo, posible contaminación con patógenos de plantas y acidificación del suelo (Chalker-Scott, 2007; Sæbø & Ferrini, 2006). Con frecuencia estas problemáticas son derivadas de una aplicación errónea del mulch.

Con el fin de reducir al mínimo sus efectos negativos el mulch no debe colocarse contra el tronco, ya que esto retendrá la humedad y puede provocar enfermedades, debe aplicarse a no más de 15–20 cm del tronco de los árboles y arbustos para evitar daño por roedores, insectos o enfermedades. Si el mulch se aplica repetidamente durante varios años, se debe tener cuidado para garantizar que la capa acumulada de compost no supere los 10 cm ya que una capa de mulch densa puede evitar la aireación del suelo. La velocidad a la que se descompone el mulch depende de la calidad del material y del nivel de humedad y temperatura en el sitio. Por otra parte, mulch muy oscuros absorben el calor durante el día para luego liberarlo durante la noche, pudiendo ser perjudicial para ciertas plantas (Ojeda et al., 2014; Sæbø & Ferrini, 2006). El mulch

puede consistir en dos capas de compost de diferentes características, es decir, mulch rico en nutrientes, con partículas pequeñas, como una capa inferior directamente en el suelo, y un mulch pobre en nutrientes con partículas de 20 mm y más grande en la parte superior. Los árboles y arbustos recibirán nutrientes de las partículas finas y las semillas de malezas no germinarán fácilmente en las partículas gruesas y pobres en nutrientes en la capa superior del mulch (Hirons & Percival, 2012).

6. Áreas Verdes Urbanas en la Ciudad de México

La Ciudad de México es una de las ciudades más grandes del mundo, presenta serios problemas en particular la contaminación del aire y una alta concentración de la población. Los procesos de urbanización de la Ciudad de México, aunado a sus condiciones geoecológicas, conllevan una severa degradación ecológica principalmente la eliminación de vida silvestre, deforestación, erosión del suelo, contaminación de agua y aire, subsidencia de tierras y desequilibrios en las recargas de los mantos freáticos, eliminación y fragmentación de los bosques y vulnerabilidad a incendios de los bosques remanentes. Asimismo, son importantes los efectos originados por la contaminación atmosférica, en particular la lluvia ácida y la deposición seca, que contienen metales pesados que por sus características de toxicidad y facilidad de transporte hacia zonas distantes se consideran uno de los factores de deterioro ambiental y de la calidad de vida de la población en la Ciudad de México (Ezcurra, 1996; Pisanty et al., 2009; Schteingart, 1989).

Sobre el desarrollo de las áreas verdes urbanas en la Ciudad de México, fue hasta después del año 2000 que se enfatizó en la importancia de monitorear las áreas verdes urbanas en la Ley ambiental y de protección a la tierra en el Distrito Federal. En esta ley se define que un área verde es: “Toda superficie cubierta de vegetación, natural o inducida que se localice en el Distrito Federal”, esta definición es muy amplia e incluye las siguientes categorías: Áreas Naturales Protegidas, Áreas Comunitarias de Conservación Ecológica, Reservas Ecológicas Comunitarias, Áreas de Valor Ambiental, barrancas, bosques urbanos, parques y alamedas (Ley ambiental de protección a la tierra en el Distrito Federal, 2000).

El último inventario de áreas verdes urbanas realizado en 2017 reporta 7.54m² de superficie de área verde por habitante en la Ciudad de México (SEDEMA, 2017). En las últimas décadas ha disminuido la superficie de áreas verdes en la ciudad (Ezcurra et al., 2006). Este fenómeno multicausal resulta preocupante porque parece apuntar una tendencia creciente (Checa & Checa-Artasu, 2016). La pérdida de metros cuadrados de zonas verdes por habitante afianza la segregación entre las delegaciones que se sitúan por encima de los índices internacionales de superficie de área verde por habitante y las que están muy por debajo. Las causas, están relacionadas con el proceso de construcción urbana, con el medio geográfico, con la creciente presencia de procesos inmobiliarios fagocitadores del suelo urbano y con la escasa consideración del mantenimiento de las áreas verdes como fuente de servicios ambientales (Merlín-Uribe et al., 2013).

Tabla 1. Superficie de área verde por habitante de acuerdo a la actualización del Inventario de Áreas Verdes Urbanas 2017 (SEDEMA, 2017).

ALCALDÍA	HABITANTES (2015)	SUPERFICIE ÁREA VERDE POR HABITANTE (m²)
Azcapotzalco	400161	9.95
Coyoacán	608479	15.05
Cuajimalpa de Morelos	199224	10.28
Gustavo A. Madero	1164477	6.74
Iztacalco	390348	4.98
Iztapalapa	1827868	5.38
Magdalena Contreras	243886	5.47
Milpa Alta	137927	2.25
Álvaro Obregón	749982	6.55
Tláhuac	361593	8.45
Tlalpan	677104	9.65
Xochimilco	415933	5.03
Benito Juárez	417416	2.23
Cuauhtémoc	532553	3.60
Miguel Hidalgo	364439	15.39
Venustiano Carranza	427263	13.59
TOTAL	8918653	7.55

6.1 Suelos urbanos de la Ciudad de México

En la Cuenca de México, las condiciones geomorfológicas y climáticas promueven la formación y evolución de suelos muy diversos. En muchos casos, su morfología original ha sido muy alterada por diversas actividades antrópicas. El crecimiento acelerado de la Ciudad de México ha tenido muy poca previsión en cuanto a la contribución de los suelos al bienestar de su población, lo que ha propiciado la urbanización y sellamiento de sus suelos.

Se ha reportado que la superficie total de la Ciudad de México que está sellada es de 713km², que equivale a un 47% de su territorio, y que afecta todas las unidades morfoedafológicas, sobre todo las superficies planas acumulativas de la llanura. Algunas de las delegaciones con los porcentajes más elevados de suelos sellados son: Cuauhtémoc (95%), Iztacalco (94.5%), Benito Juárez (93.2%) y Azcapotzalco (91.2%). En los últimos 50 años, se ha perdido gran extensión de suelo producto del sellamiento, eliminando sus funciones ecológicas. En el caso de las áreas libres de construcción el suelo se presenta como un mosaico de fragmentos aislados formado por pocos suelos naturales y muchos con caracteres antrópicos. Esta situación indica una pobre calidad del ambiente para el habitante urbano con la consecuente pérdida de servicios ambientales (Cram et al., 2008).

Dentro de la Ciudad de México, se han identificado los principales servicios ecosistémicos que los suelos en áreas verdes ofrecen en la ciudad (Calderón-Contreras & Quiroz-Rosas, 2017; Cram et al., 2008). Entre ellos se pueden mencionar el mejoramiento de la recarga y el filtrado que mejora la calidad del agua, en una ciudad caracterizada por la escasez y contaminación de este recurso. Tal es la importancia de este servicio, que ante la escasez de suelo que posibilita la infiltración y recarga de los acuíferos, actualmente se buscan técnicas artificiales (pozos de recarga) para suplir esta función (Aragón-Durand, 2007; Mazari-Hiriart et al., 2014). El servicio ambiental de regulación, retención y amortiguamiento de contaminantes depositados en el suelo a partir de la atmósfera también es importante en la ciudad, donde la quema de combustibles fósiles origina metales pesados que, aunados a la presencia de ozono, acidifican las lluvias de la región (Morton-Bermea et al., 2002, 2009; Morton et al., 2001). Disminuir la erosión del suelo en conjunto con la vegetación evita tolvaneras que aumentan la contaminación del aire de la ciudad (Jauregui, 1989). La regulación de la temperatura por el suelo y la vegetación reduce los efectos de islas de calor en la ciudad (Ballinas & Barradas, 2016; Cui & de Foy, 2012).

La presencia de suelos profundos permite un buen enraizamiento y la conservación de su calidad, asiste en la mitigación y prevención de la incidencia de enfermedades y plagas en plantas, y contribuye a preservar la biodiversidad que caracteriza la zona urbana, suburbana y peri-urbana de la Ciudad de México. En las áreas en donde se desarrolla la agricultura, un suelo sano contribuye a la productividad y agrobiodiversidad (Dieleman, 2017; Losada et al., 1998). Los suelos y la vegetación en la Ciudad de México también funcionan como un importante reservorio de carbono (Rojas-garcía et al., 2017; Vela Correa et al., 2012). Se encontró que el componente biogénico (vegetación y suelo) captan el 1.4% de las emisiones totales de CO₂ en la Ciudad de México beneficiando a toda la población (E. Velasco et al., 2014). Finalmente, el estudio de los suelos antiguos contribuye a la comprensión histórica y antropológica de la Ciudad de México (Ikkonen et al., 2012; Ramos Bello et al., 2011; Sánchez-Pérez et al., 2013).

Es importante recordar que los servicios ambientales otorgados por los suelos sólo pueden ser proveídos cuando éstos no se encuentran sellados y que mantienen algún

tipo de vegetación. Por ello la urgente necesidad de incrementar y mejorar la calidad y el manejo de suelos urbanos que soporten áreas verdes, así como considerar los potenciales de los suelos dentro de la planeación urbana (Cram et al., 2008; Siebe et al., 2004).

6.2 Árboles Urbanos en la Ciudad de México

Como se ha mencionado anteriormente, la situación ambiental en la Ciudad de México no es la ideal para el desarrollo de las áreas verdes. Por un lado, el incremento de suelos sellados reduce el espacio para los árboles, sumando la pobre calidad en los espacios abiertos. Pero, por otro lado, una vez que los árboles han sido plantados estos deben enfrentar varios desafíos climáticos, de manejo e incluso de problemáticas sociales.

En la CDMX la contaminación del aire es alta porque la ciudad está rodeada de montañas a una altitud de 2.240 m sobre el nivel del mar. La lluvia ocurre principalmente entre mayo y octubre, por lo que los árboles se enfrentan a la época de sequía durante la otra mitad del año. Aunque la ciudad se encuentra ubicada en una zona de gran biodiversidad, esta se encuentra poco representada en su arbolado, ya que la mayoría son especies introducidas. La mayoría de las áreas verdes urbanas en la ciudad tienen una diversidad florística pobre, lo cual significa un riesgo potencial ante el ataque de plagas y enfermedades, pues se ha recomendado que ninguna especie esté presente por encima del 5% del total de las especies (Chacalo et al., 1994; Velasco Bautista et al., 2018).

Muchos problemas de los árboles urbanos en la CDMX se deben a la selección inapropiada de especies y prácticas culturales. Pocas especies se utilizan con gran frecuencia. Existen problemas con la calidad de los árboles de vivero porque dichos árboles no satisfacen los requisitos (por ejemplo, tamaño y forma del árbol, tamaño del cepellón o relación entre la altura y el diámetro del árbol) para el entorno urbano. Además, las prácticas inadecuadas de plantación son a menudo culpables: la especie no es apropiada para el sitio, la altura de los árboles maduros no se considera al seleccionar los sitios, las distancias de plantación entre los árboles son inapropiadas, la plantación de árboles se hace en espacios reducidos los cuáles después de algunos años acaban rompiendo las banquetas o no se considera la homogeneidad con las especies existentes (Chacalo et al., 1994; Chacalo & Pineau, 1991; Chacalo Hilu, 2012; Jim et al., 1999).

Otros problemas recurrentes son las interferencias con líneas de servicio como cables, postes, lámparas, registros y tuberías; interferencias con el pavimento; baja calidad del suelo, por ejemplo, suelos compactados o con bajo contenido de nutrientes; las enfermedades y las lesiones debido a insectos y el poco o nulo mantenimiento a lo largo de la vida del árbol. Aunado a esto las actividades antropogénicas como el vandalismo, lesiones mecánicas o árboles invadidos por muérdago desencadenan las afectaciones detectadas más importantes en parques urbanos (Velasco Bautista et al., 2018; Zaragoza Hernández et al., 2014, 2015).

No obstante, estas situaciones de adversidad, los árboles de la Ciudad de México han demostrado beneficios invaluable para la población. Entre ellos se encuentra la regulación de la temperatura (Ballinas & Barradas, 2016; Barradas et al., 1999), la captura e inmovilización de contaminantes atmosféricos (Baumgardner et al., 2012; Escobedo & Chacalo Hilu, 2008), secuestro de carbono (Velasco et al., 2016) y regulación en el régimen hídrico (Barradas, 1991, 2000; Chacalo Hilu, 2017).

En la búsqueda de incrementar estos servicios ecosistémicos, se debe remarcar la importancia del mantenimiento de los árboles y la preparación de un plan de manejo y gestión eficaz que contemple la adecuada selección de especies, métodos de plantación y mantenimiento de las áreas verdes urbanas. Es importante, por ejemplo, en el momento de la selección de especies, elegir la más resistente al estrés urbano y a las condiciones edafoclimáticas particulares de cada zona; podar ramas bajas a los árboles para que no estorben con los coches y los peatones o levantar el pavimento cuando ya estorba el crecimiento del árbol (Chacalo & Pineau, 1991; Chacalo Hilu, 2012). Además de incrementar la calidad de los suelos en las áreas verdes urbanas, por ejemplo, descompactando y aireando el suelo, agregando composta y monitoreando la cantidad de metales tóxicos.

Hipótesis

La incorporación de mulch en el suelo urbano incrementará la porosidad, la capacidad de retención de humedad, el contenido de nutrientes disponibles para los árboles, así como la biodiversidad edáfica. Esto tendrá un efecto benéfico en la calidad de los árboles urbanos, ya que el suelo permitirá un mejor crecimiento de las raíces, disminuirá el estrés hídrico, aumentará su almacén de nutrientes e incrementará la funcionalidad del ecosistema.

Objetivos

Objetivo General

- Evaluar el impacto del uso de mulch en las propiedades físicas, químicas y biológicas de suelos urbanos.

Objetivos específicos

- Evaluar en los suelos con y sin mulch la cantidad de agua disponible para las plantas (capacidad de retención de humedad, agua disponible), la capacidad de aireación en la zona de raíces (porosidad), el aporte de macro y micro nutrientes y la biodiversidad edáfica (macrofauna edáfica).
- Generar indicadores para evaluar la calidad de los suelos urbanos de la CDMX en su función como sostén de la vegetación y proveedor de áreas verdes.

Materiales y métodos

Sitio experimental

El área de estudio será la UAM-Azcapotzalco, 19°30'12"N 99°11'13"O, con una superficie de 190,781 m², a 2240 msnm. Ubicada en la delegación Azcapotzalco, en el noroeste de la Ciudad de México, entre las calles San Pablo Xalpa y Eje 5 norte. El clima local es templado, con las clasificaciones subhúmedo con lluvias en verano C(w0), caracterizado por ~766mm de precipitación anual. Con una temperatura media anual de 16.9°C, con una temperatura mínima de -4°C en enero, y una temperatura máxima de 34°C en abril (Secretaría de Protección Civil, 2014).

El inventario de arbolado de la UAM Azcapotzalco de 2010 registró 1,563 árboles distribuidos en las áreas verdes. Se identificaron 93 especies diferentes: Árboles frutales como ciruelos, naranjos, limoneros, aguacates y árboles de ornato como jacarandas, fresnos, laureles, colorín, ficus benjamina, eucalipto, tulia y trueno, los cuales fueron los más abundantes. Más del 50 por ciento de ellos tenía una altura de entre los tres y nueve metros, y una tercera parte se encontraba por arriba de los nueve metros (Chacalo & Arriaga, 2011).

En la UAM-Azcapotzalco se tiene desde hace 25 años un programa interdisciplinario de cuidado de los espacios verdes. En este programa se realizan diferentes tareas de cuidado y mantenimiento de los árboles como son podar ramas bajas a los árboles del estacionamiento, airear y aflojar el suelo, agregar composta y/o mulch, levantar el pavimento cuando ya estorba el crecimiento del árbol y controlar plagas. Las autoridades correspondientes de la Universidad han accedido a pagar el tiempo extra a los jardineros para mejorar la calidad del paisaje. Los jardineros atienden los espacios verdes con apoyo de los estudiantes que participan en la actividad "Un día por la UAM" dónde con tareas sencillas se involucran en el cuidado de las áreas verdes de uso común (Chacalo Hilu, 2017, 2012; Miranda Ponce, 2011).

Diseño experimental

Dentro de la UAM Azcapotzalco se seleccionaron cuatro áreas verdes urbanas (A, B, C y D), todas ellas de libre acceso para los usuarios.

El área verde A es un jardín adyacente a edificios escolares con una intensidad de uso media. El área verde B es un jardín frente a la puerta de la universidad con una intensidad de uso alta. El área C es una jardinera en el estacionamiento con baja intensidad de uso y el área D es una jardinera adyacente a edificios escolares también con baja intensidad de uso (fig. 1).

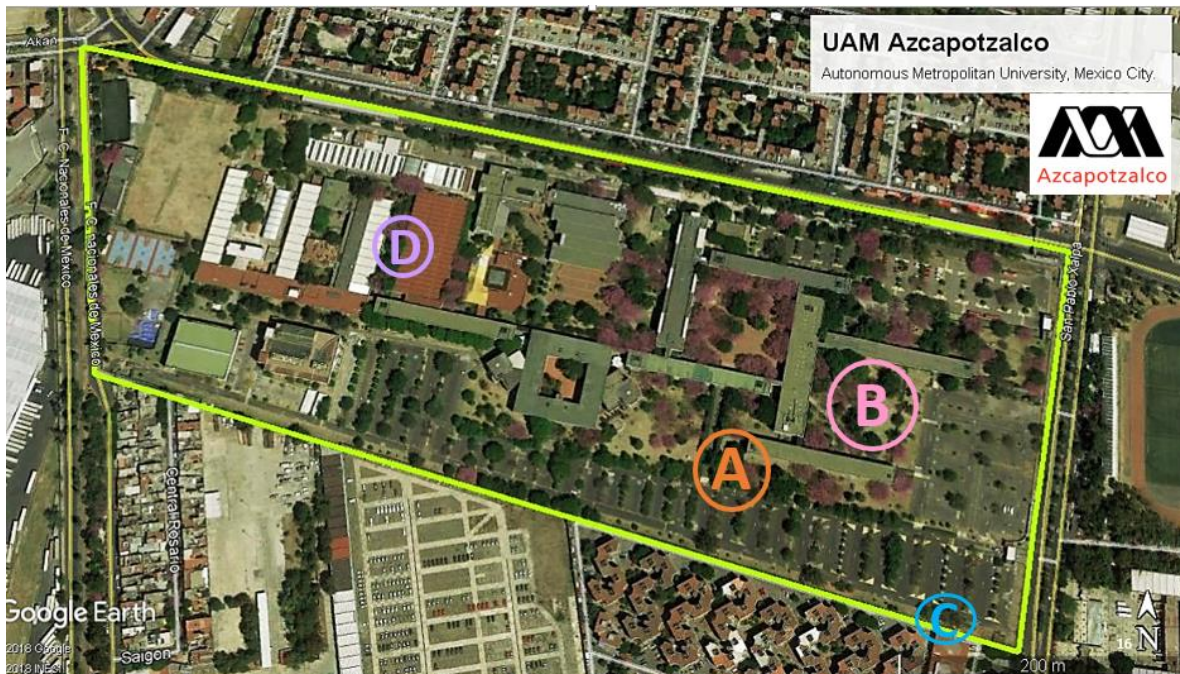


Figura 1. Áreas verdes estudiadas dentro de la UAM Azcapotzalco. Tomada de Google Earth.

En las áreas verdes A, B y C se colocó mulch debajo de los árboles. El mulch se aplicó durante 5, 10 y 20 años, respectivamente. A los árboles del área verde D nunca se les ha aplicado mulch. Las zonas recubiertas de pasto que rodean a los árboles en las cuatro áreas verdes no han recibido mulch.

Para evaluar si la presencia de mulch influye sobre las propiedades de los suelos urbanos, en las áreas verdes A, B y C, se seleccionaron sitios con mulch debajo de árboles y se compararon con sitios sin mulch cubiertos por pasto. Con el objetivo de adjudicar los cambios observados solamente al efecto del mulch y no a la heterogeneidad de los suelos urbanos, los sitios seleccionados en cada área (A, B y C) con y sin mulch se encuentran próximos uno de otro, tienen una separación de uno a dos metros entre sí.

Adicionalmente, en el área verde D, donde no ha sido aplicado mulch, también se seleccionaron sitios debajo de árboles y sitios cubiertos por pasto. Este sitio fue utilizado como referencia de un suelo que nunca ha recibido mulch directamente ni en las zonas aledañas.

Para evaluar el efecto del mulch a través de los años, se compararon los datos obtenidos en las cuatro áreas verdes. Sin embargo, como las áreas verdes se encuentran separadas por distancias mayores, es importante considerar la heterogeneidad de los suelos al compararlas entre sí.

Tabla 2. Características de las áreas verdes evaluadas.

Área verde:	A	B	C	D
Tiempo con mulch bajo los árboles:	5 años	10 años	15 años	0 años
Intensidad de uso:	Media	Alta	Baja	Baja

Muestreo y caracterización de suelos.

Se realizó una descripción del perfil de suelo en sitios con mulch (bajo árbol) y sin mulch (bajo pasto) en las áreas verdes A, B y C (Siebe et al., 2016). De cada horizonte descrito, se recogieron dos muestras para las determinaciones de densidad aparente en núcleos sin perturbar con cilindros de 100 cm³ y dos muestras perturbadas para los análisis de laboratorio restantes. El objetivo de este primer muestreo fue reconocer las características de los sitios seleccionados e identificar a qué profundidad es más evidente el efecto del mulch en el suelo. Se identificó al primer horizonte como el área propicia para un muestreo posterior.

En un segundo muestreo, en cada área verde (A, B, C con mulch y D sin mulch), se recolectaron 12 muestras de suelo bajo árboles y 12 muestras de suelo bajo pasto, únicamente del primer horizonte. En cada sitio de muestreo se recolectaron dos muestras de suelo en núcleos sin perturbar con cilindros de 100 cm³ para determinaciones de densidad aparente y una muestra perturbada para los análisis de laboratorio restantes.

En el laboratorio, las 96 muestras fueron secadas al aire, tamizadas (<2 mm) y molidas antes del análisis. Para cada muestra se determinó: distribución del tamaño de partícula por el método de pipeta -después de eliminar la materia orgánica con tratamiento con H₂O₂- (Schlichting et al., 1995). La densidad aparente se midió a partir de núcleos de suelo cilíndricos intactos de 100 cm³, cada muestra se secó en la estufa a 105° C hasta peso constante, es decir, hasta que se eliminó toda la humedad en la muestra. La densidad de partículas se midió con el método de picnómetro (Blake & Hartge, 1986). El pH del suelo se midió en suspensiones de agua del suelo 1: 2.5 (peso/vol.) en agua destilada; la conductividad eléctrica se midió en el extracto acuoso del suelo en agua desionizada (1: 5 suelo: agua) ambos con un medidor Thermo Scientific Orion Versa Star Pro (Van Reeuwijk, 2002). Las mediciones se realizaron por duplicado para todos los análisis.

Determinación de porosidad del suelo.

La porosidad del suelo se obtuvo por dos métodos. El primero a partir de la relación entre la densidad aparente y las medidas de densidad de partículas. De acuerdo con esta fórmula (Klute et al., 1986):

$$\% \text{ de porosidad} = \left(1 - \frac{\text{Densidad aparente } (g/cm^3)}{\text{Densidad de partículas } (g/cm^3)} \right) \times 100$$

La porosidad del suelo también se obtuvo mediante la interpretación de los parámetros de la curva de retención de agua que se explicara mejor en los siguientes párrafos.

Determinación de la capacidad de retención de humedad

Determinaciones en campo

En las áreas verdes A, B y C se instalaron sensores de temperatura en el primer horizonte del suelo con y sin mulch. Se instalaron también sensores de potencial matricial (bloques de yeso) en los primeros tres horizontes del suelo (con y sin mulch), conectados a un registrador de datos (monitor Watermark 900M). Se midió la temperatura y la tensión del agua a lo largo de 1 año.

Determinaciones en laboratorio

Para obtener las curvas de retención de agua del suelo, se instrumentaron ocho columnas de suelo en condiciones de invernadero. Las columnas se excavaron en las áreas verdes A, B y C a diferentes profundidades insertando un tubo de PVC de 15 cm de largo y 10 cm de diámetro interno en el suelo. En el área verde A se colectaron 3 columnas por cada tratamiento de 0-10cm, 10-20 cm y 20-30 cm de profundidad (A1-A3 y AM1-AM3). En el área verde B para el sitio con mulch se colectaron tres columnas a las profundidades ya mencionadas (BM1-BM3) y solamente una columna de 0-10cm para el sitio bajo pasto (B1). En el área verde C se colectaron dos columnas por tratamiento de 0-10 cm y de 10-20 cm (CM1-CM2 y C1-C2).

En el laboratorio del invernadero, las columnas se orientaron verticalmente y dentro de cada una de ellas se instaló un sensor de tensión de agua (bloque de yeso). Las columnas se saturaron con agua por capilaridad y luego se secaron al aire a temperatura ambiente. Durante el tiempo de secado, la humedad diaria del suelo se midió con un TDR (sensor ΔT -Wet-2). Este proceso se repitió tres ciclos completos de saturación-secado a 245 centibares. Con estos datos, se calculó la curva de retención de agua para cada columna.

Para obtener los parámetros de las curvas de retención de agua, se utilizó el modelo Brooks y Corey (Brooks & Corey, 1964) en el software SWRC fit (Seki, 2007).

Cuantificación de nutrientes

Se colectaron muestras por duplicado de cada horizonte de los perfiles de suelo en todas las áreas verdes (A, B, C y D).

Para la determinación de carbono y nitrógeno totales se utilizó un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 series II en modo CHN. Se utilizó como gas acarreador helio, a una temperatura de combustión de 980° C, una temperatura de reducción de 640° C, con un detector de conductividad térmica. Se utilizó como compuesto de calibración acetanilida y material de referencia LECO soil calibration sample for CNS part 502-309. El Carbono Orgánico total se determinó destruyendo previamente los carbonatos con HCl 5N (Van Reeuwijk, 2002).

Los cationes intercambiables fueron extraídos con acetato de amonio 1N pH 7. Las concentraciones de Ca y Mg se determinaron en un espectrómetro de absorción atómica PinAAcle 900 H de Perkin Elmer. Las concentraciones de K y Na fueron determinadas en un espectrómetro de flama Sherwood 360 (Van Reeuwijk, 2002).

El contenido de fósforo disponible se determinó en función del pH de la muestra. Para los suelos con pH ácido o neutro se determinó el fósforo disponible a partir del método de Bray-Kurtz usando ácido ascórbico como reductor MET-020. Para los suelos con pH alcalino se utilizó el método Olsen con cloruro estañoso como agente reductor MET-019 (Van Reeuwijk, 2002).

Muestreo de macrofauna

En cada área verde (A, B, C y D) se excavaron diez monolitos (25 × 25 × 15 cm) siguiendo el método del programa de fertilidad y biología del suelo tropical (Anderson & Ingram, 1993). Se colectaron 5 monolitos en sitios bajo árbol y 5 monolitos en sitios bajo pasto. El suelo de cada monolito se revisó manualmente. La macrofauna (todos los organismos mayores a 2 mm) se recogió y colocó en recipientes de plástico que contenían 70% de alcohol; a excepción de las lombrices de tierra que se mantuvieron en recipientes con alcohol al 90%. Los grupos taxonómicos fueron identificados con ayuda de claves taxonómicas (Dindal, 1990; Palacios Vargas et al., 2014). Los organismos se identificaron a nivel de clase para miriápodos, nivel de orden para insectos y nivel de especies para lombrices de tierra. Todos los organismos identificados fueron contados y pesados en el laboratorio. Posteriormente, se calculó la densidad y biomasa de individuos por metro cuadrado de suelo.

Análisis estadístico

Para comprobar si la presencia de mulch influía sobre las propiedades del suelo evaluadas (densidad aparente, densidad real, porosidad, pH, conductividad eléctrica, densidad de lombrices, biomasa de lombrices, densidad de organismos y biomasa de organismos) se realizó un análisis de varianza (ANOVA, $P < 0.05$). Para que se cumpliera con los supuestos del ANOVA, las variables densidad real, conductividad eléctrica, porosidad y densidad de organismos fueron transformadas por logaritmo natural; las variables densidad aparente y pH del suelo fueron transformadas por exponencial al cubo y las variables densidad de lombrices, biomasa de lombrices y biomasa de organismos fueron transformadas por raíz cúbica.

Cuando se detectaron diferencias significativas con la prueba de ANOVA, se aplicó una prueba de comparación múltiple de medias. Para los muestreos equilibrados se aplicó la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$). Para los muestreos no equilibrados se aplicó la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$). Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando el software JMP v. 8 (SAS Institute, 1989-2019).

Resultados y discusión

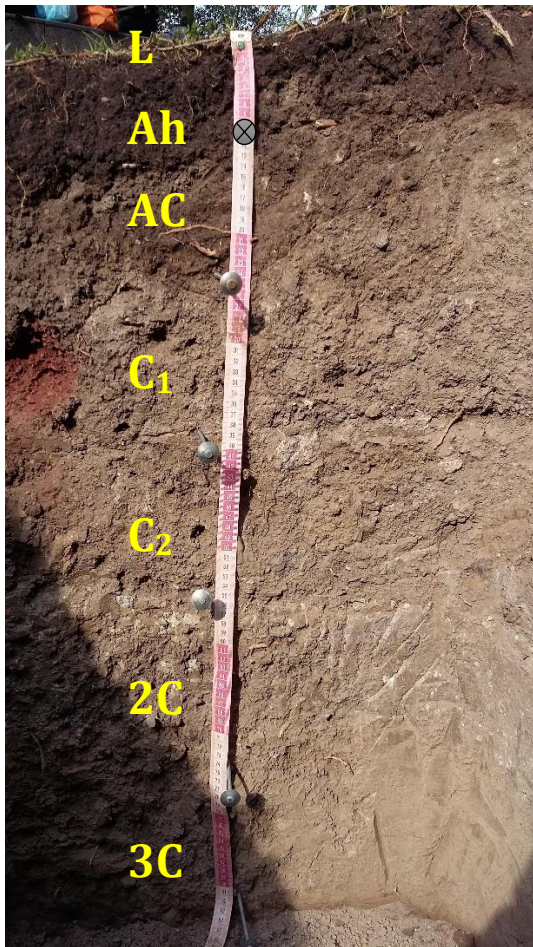
Descripción de suelos

Las descripciones de todos los perfiles se muestran en el Anexo 1. Todos los suelos fueron technosoles construidos con rellenos de distintos materiales. Se utilizaron rellenos de roca volcánica, sedimentos lacustres y residuos de construcción. Se encontró gran variabilidad en los suelos, a pesar de que los sitios en las áreas verdes no se encuentran separados por grandes distancias. Las diferencias fueron causadas principalmente por las distintas historias de construcción y los materiales de relleno utilizados para cada área verde, ocasionando diferencias en la profundidad de los suelos, en la densidad aparente, la textura, la estructura del suelo, la presencia de carbonatos, la densidad de raíces y la pedregosidad. Estas diferencias en las propiedades de los suelos tienen como consecuencia modificaciones en las dinámicas en cuanto a nutrientes, infiltración de agua y profundidad fisiológica en los sitios estudiados.

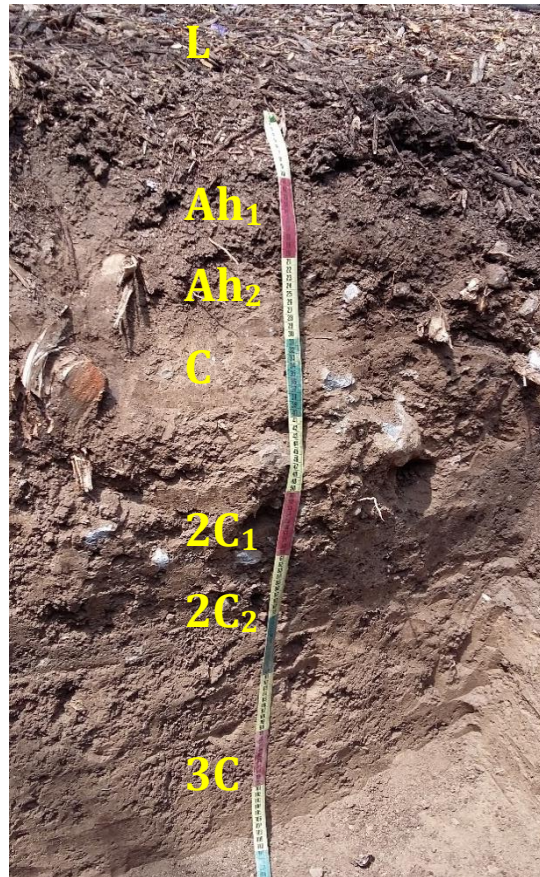
Área Verde A

El Área verde A se localiza en el jardín frente al edificio D, a un lado del estacionamiento tiene un terreno casi plano, con exposición sur. El uso de suelo es como jardín universitario, con paso moderado de estudiantes, con árboles de ornato y pasto. Comparte espacio con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas. Estos suelos se construyeron sobre suelos de ranchos lecheros, utilizando relleno de piedra volcánica, relleno de sedimentos lacustres y relleno de tezontle.

En el sitio sin mulch bajo pasto se describió un Spolic technosol (eu, lo, fv, hu, la, mo). Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos y pedregosidad. Además de la presencia de artefactos como residuos de construcción y basura. En los suelos urbanos es común observar la variabilidad vertical, cambios abruptos de un horizonte a otro dependiendo de la historia de construcción del suelo (Craul, 1985). Se observó variabilidad vertical en todos los perfiles descritos.



A.

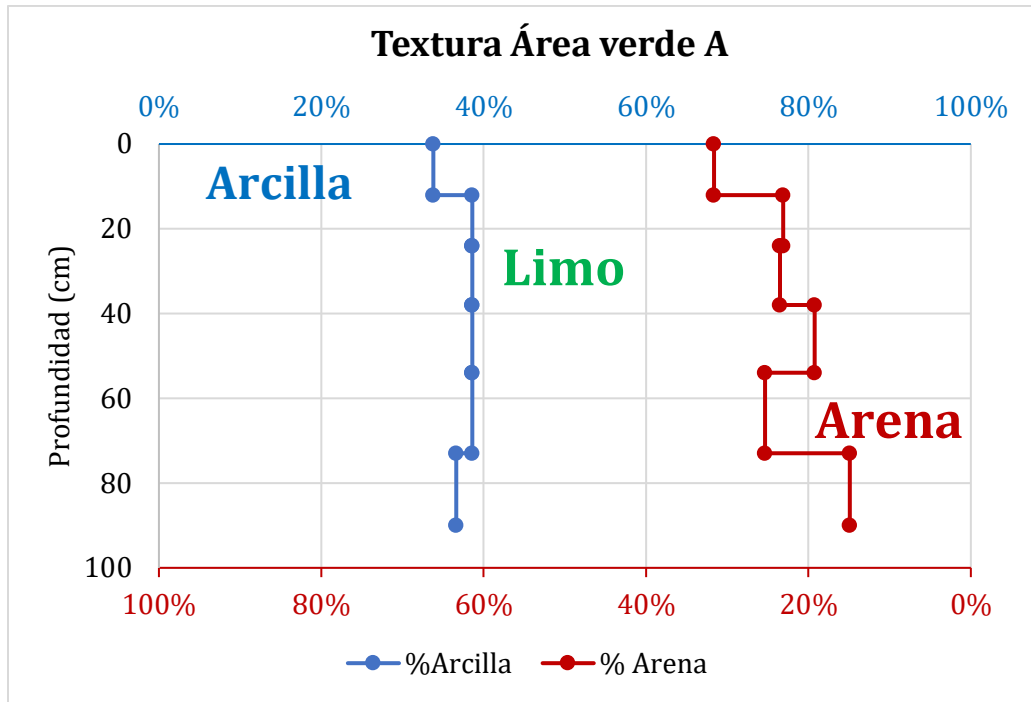


B.

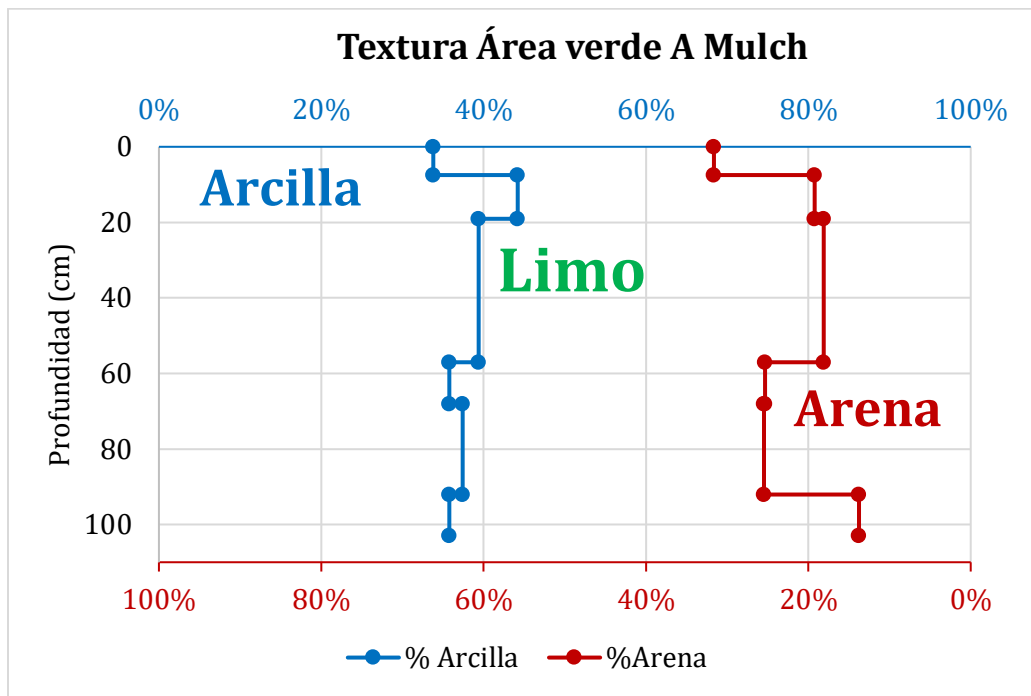
Figura 2. (A) Perfil área verde A bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde A bajo árbol con mulch.

Los primeros dos horizontes, de este technosol, muestran acumulación de materia orgánica entre el 6 y 8%, con una densidad de raíces alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular y granular. En los horizontes inferiores se observó pH alcalino y no se observaron procesos pedogenéticos avanzados. En los horizontes inferiores más que observar un desarrollo de estructura se observó el inicio de procesos de cementación. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah (fig. 2 A).

En el sitio bajo árbol que ha recibido mulch durante 5 años se describió un Spolic technosol (eu, lo, fv, hu, fo, la). Se identificaron, de igual forma que en el sitio anterior, 3 materiales de relleno. Además de la presencia de artefactos como residuos de construcción, basura y materiales de cerámica. La presencia de artefactos de este tipo es un escenario usual en los suelos urbanos de acuerdo con los procesos de construcción y modificación antrópica, estos artefactos proporcionan información histórica de los suelos (Lehmann & Stahr, 2007).



A)



B)

Figura 3. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde A en pasto, sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde A bajo árbol, con mulch.

De manera similar al sitio anterior, los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 15 y 12%, con una densidad de raíces alta, un pH más neutro en estos horizontes y con la formación de estructura del tipo bloques subangular

y granular. En los horizontes inferiores se obtuvieron pH alcalinos y no se observaron tampoco procesos pedogenéticos avanzados, encontrando inicio de procesos de cementación. En este perfil se describió un mantillo tipo Moder de 10 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Of-Oh-Ah. El material en el mantillo proviene en gran medida del mulch y es considerablemente más alto que el que se observó en el suelo bajo pasto (fig. 2 B). En otros estudios se ha observado que la adición de mulch incrementa la materia orgánica en los suelos urbanos (Sax et al., 2017; Scharenbroch, 2009).

Una de las diferencias principales entre los sitios, a pesar de encontrarse en la misma área verde, fue la textura del suelo (fig. 3). En el sitio con mulch el segundo horizonte presentó mayor contenido de arcilla y los horizontes inferiores mayor contenido de arena que el sitio sin mulch. Los cambios de textura en los suelos urbanos pueden ser resultado de las múltiples fuentes de los materiales del suelo que durante la construcción de un área verde suelen ser mezclados indistintamente (Lehmann & Stahr, 2007). Por ejemplo, en el sitio sin mulch se utilizó un relleno de tezontle y unícel que no se identificó en el sitio con mulch. Otras diferencias importantes se observaron en la distribución de la pedregosidad, la densidad de raíces y el espesor del mantillo (fig. 4).

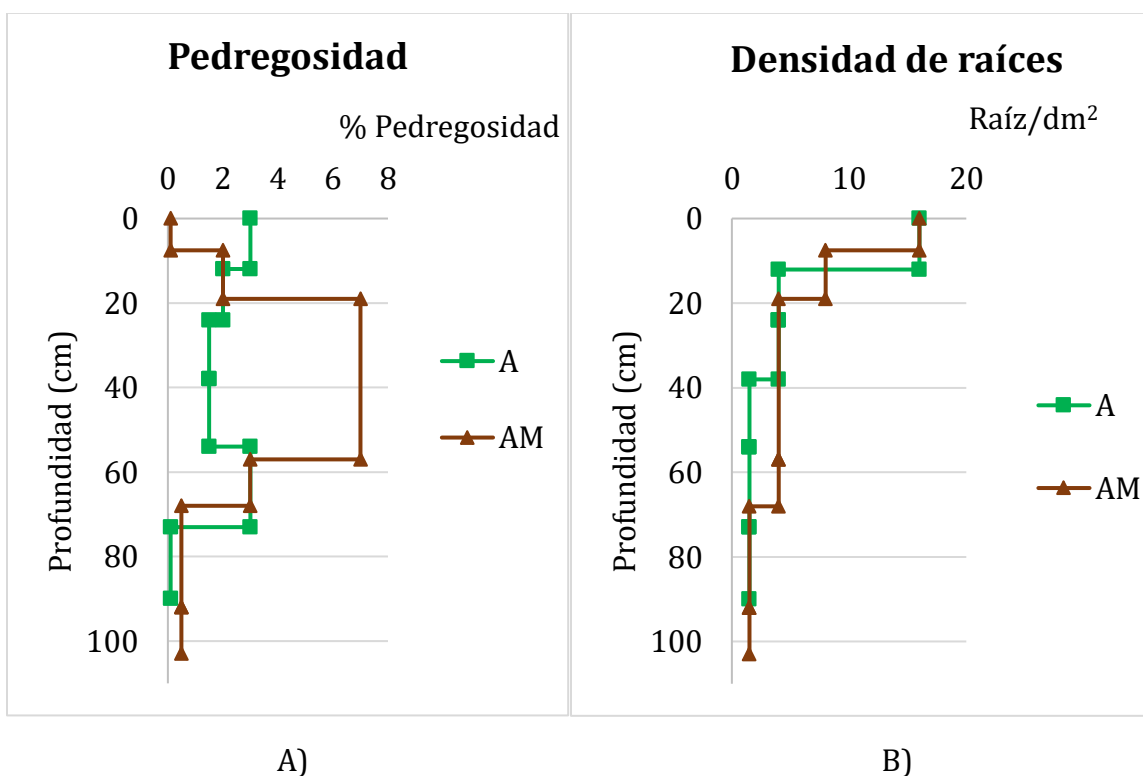
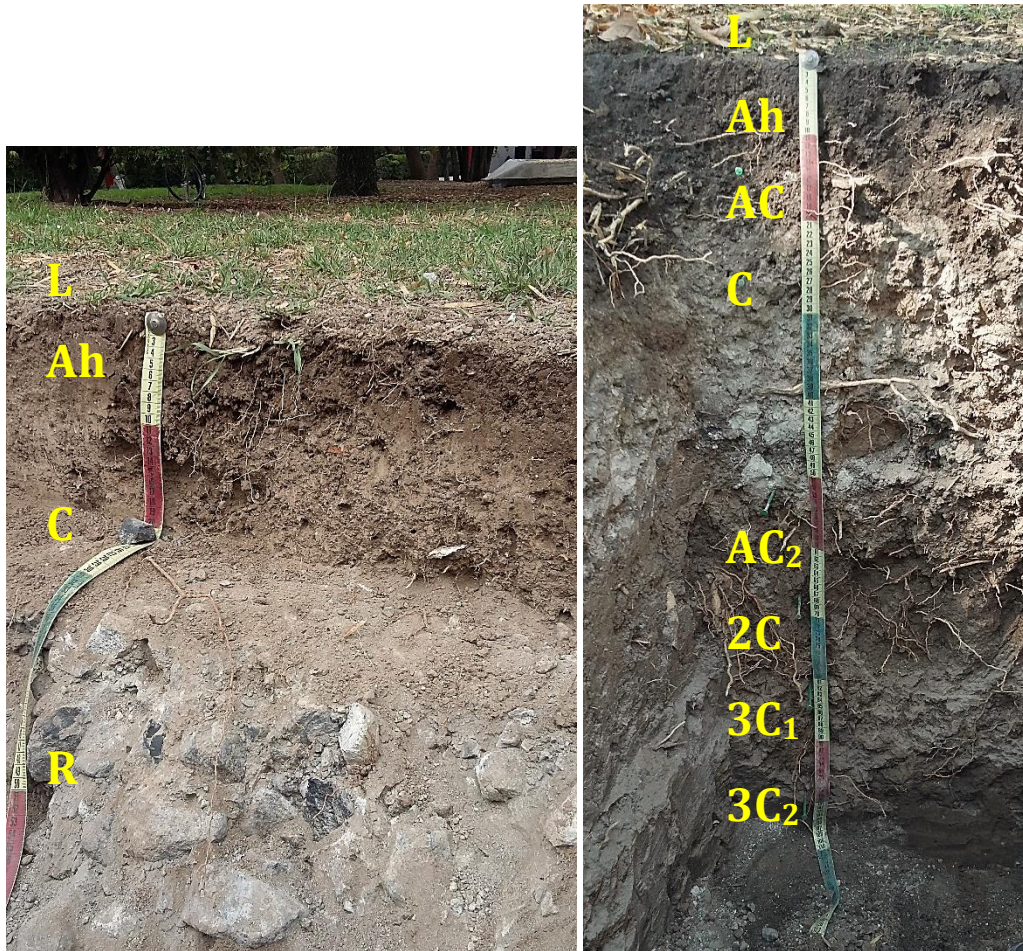


Figura 4. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde A, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.

Área Verde B

El Área verde B se localiza en el jardín entre los edificios B, C y D, frente a la entrada principal. Tiene un terreno casi plano, con exposición este. El uso de suelo es como jardín universitario, con paso constante de estudiantes, con árboles de ornato y pasto. Comparte espacio con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas. Estos suelos se construyeron sobre suelos de ranchos lecheros, utilizando relleno de piedra volcánica y relleno de sedimentos lacustres.



A.

B.

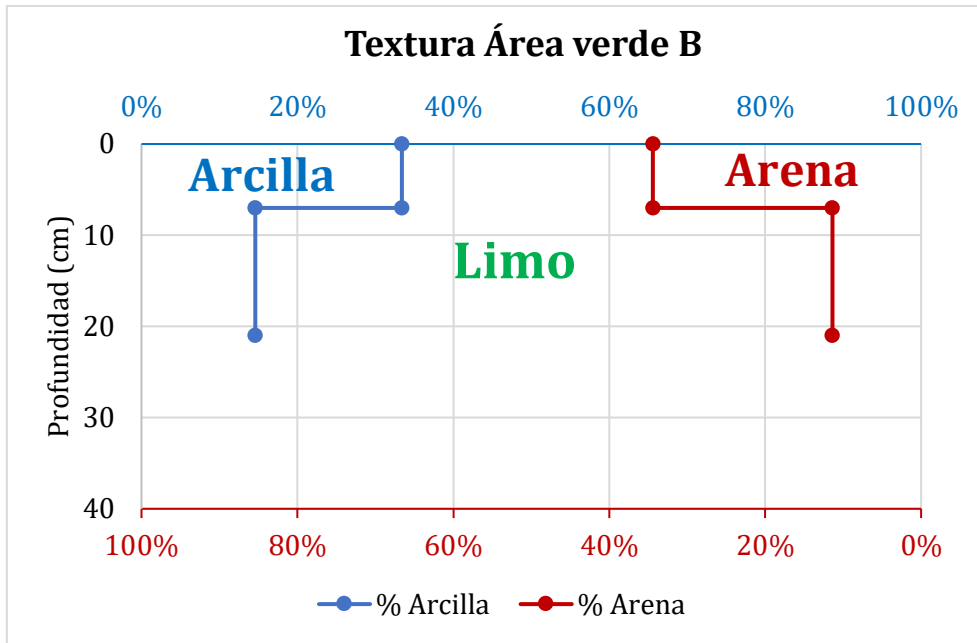
Figura 5. (A) Perfil área verde B bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde B con mulch.

En el sitio sin mulch bajo pasto se describió un Endoleptic technosol (eu). Los materiales parentales que se utilizaron para construir el área verde fueron relleno de sedimentos y de roca volcánica (granito y basalto). Se encontró un relleno de roca volcánica a 20 cm de la superficie, además de la presencia de artefactos como materiales de cerámica y basura. Los depósitos de roca en los suelos urbanos comúnmente incluyen artefactos, especialmente escombros de construcción, concreto y otros materiales de desecho (Bridges, 1991). La profundidad del suelo a menudo está

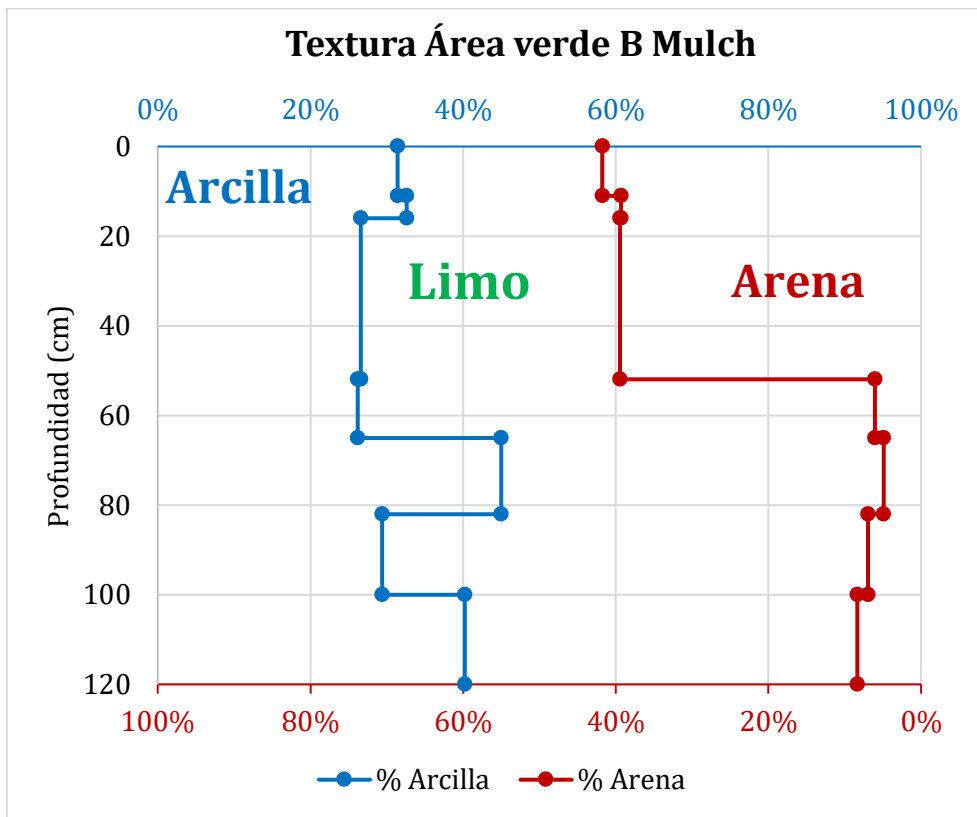
restringida a menos de 100 cm por rocas o cimientos de edificios antiguos. Tales características se encuentran en suelos urbanos hechos de material de relleno, como lo ejemplifican algunos estudios (Burghardt, 1994; Jim, 1998b; Puskás & Farsang, 2009).

El perfil bajo pasto cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah, contenido de materia orgánica medio alto y pH básico en todo el perfil por lo que presentó buena disponibilidad de bases intercambiables. En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la profundidad somera del suelo y la poca disponibilidad de agua. Una capa con un contenido de piedra excesivo puede formar una barrera impenetrable para las raíces, confinándolas al espacio por encima y reduciendo la profundidad efectiva del suelo (Jim, 1998b). La baja capacidad de campo en este sitio resulta de un drenaje excesivo consecuencia también del depósito de rocas (fig. 5 A).

En el sitio bajo árbol que ha recibido mulch durante 10 años se describió un Spolic technosol (eu, lo, fv, la, mo). Se identificaron tres deposiciones de materiales de relleno, posiblemente de tipo lacustre. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos, color, densidad de raíces y pedregosidad. Se identificaron artefactos como residuos de construcción, basura y materiales de cerámica. Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 7 y 10%, con una densidad de raíces alta, un pH más neutro en estos horizontes y la formación de estructura en bloques subangulares. En los horizontes inferiores se obtuvieron pH alcalinos y no se observaron tampoco procesos pedogenéticos avanzados, encontrando en algunos horizontes intermedios procesos de cementación que limitan la penetrabilidad de raíces. Se ha documentado que los suelos urbanos pueden presentar este tipo de discontinuidades en el perfil. Un horizonte puede ser adecuado para el crecimiento de las raíces, mientras que otro puede no serlo (Craul, 1985). En este perfil se describió un mantillo tipo Mull de 0.5 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah. El mulch, aunque se agrega al igual que en los otros sitios dos veces por año, se descompone más rápido, por lo que no se observó un mantillo grueso (fig. 5 B).



A)



B)

Figura 6. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde B en pasto, sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde B bajo árbol, con mulch.

La principal diferencia entre ambos sitios fue la profundidad del perfil. En el sitio sin mulch se utilizó un relleno de piedra volcánica que redujo la profundidad del perfil considerablemente. A pesar de que ambos sitios se encontraban a no más de 2m de separación, la heterogeneidad de los rellenos utilizados para construir esta área verde modifica radicalmente las condiciones para el establecimiento de vegetación incluso en sitios cercanos entre sí. En otros suelos urbanos se ha observado que los perfiles muestran una heterogeneidad extrema, cuando diferentes tipos de materiales y sustratos son distribuidos irregular y arbitrariamente en él (Craul, 1985; Jim, 1998b). Otras diferencias importantes a lo largo de los perfiles se observaron en la distribución de la pedregosidad, la densidad de raíces, la presencia de carbonatos (fig. 7) y la textura del suelo, el sitio con mulch en el segundo horizonte presentó mayor contenido de arcilla que el sitio en pasto (fig. 6).

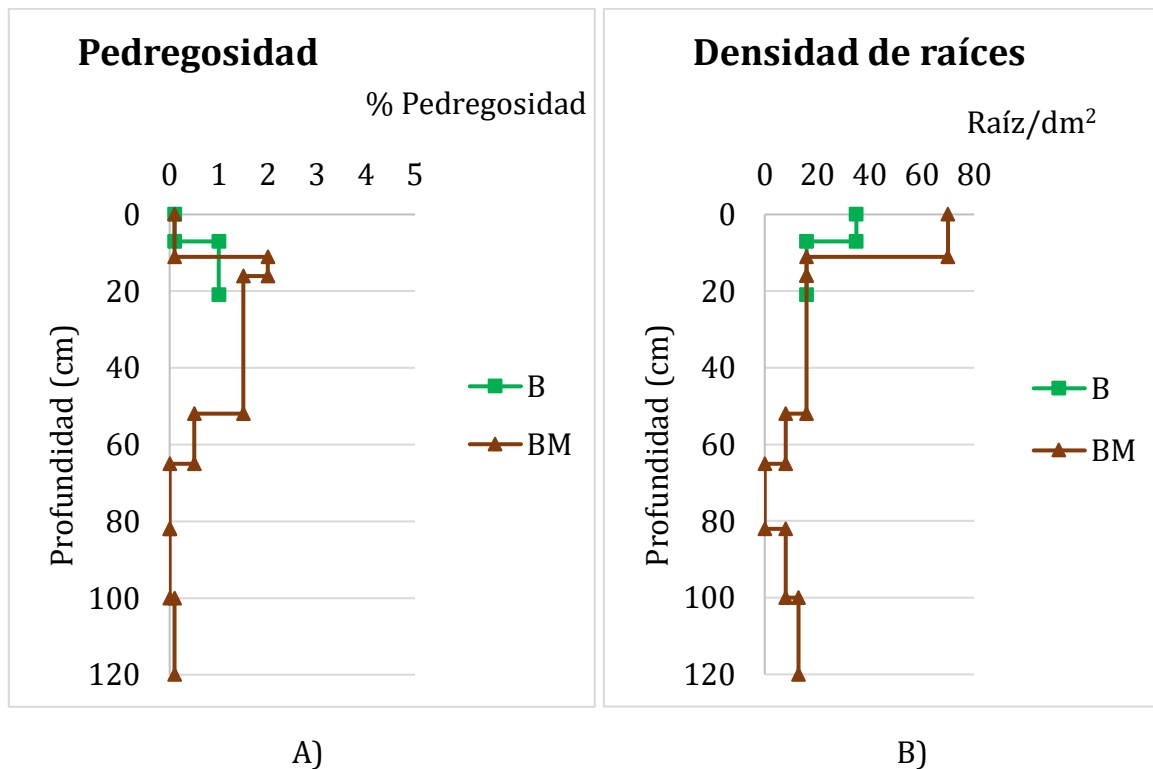


Figura 7. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde B, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.

Área Verde C

El Área verde C se localiza en el jardín en el estacionamiento, tiene un terreno casi plano, con exposición este. El uso de suelo es como jardín universitario, con paso escaso de estudiantes, con árboles de ornato y pasto. Comparte espacio con registros de agua

e instalaciones eléctricas. Estos suelos se construyeron sobre suelos de ranchos lecheros, utilizando relleno de sedimentos lacustres.

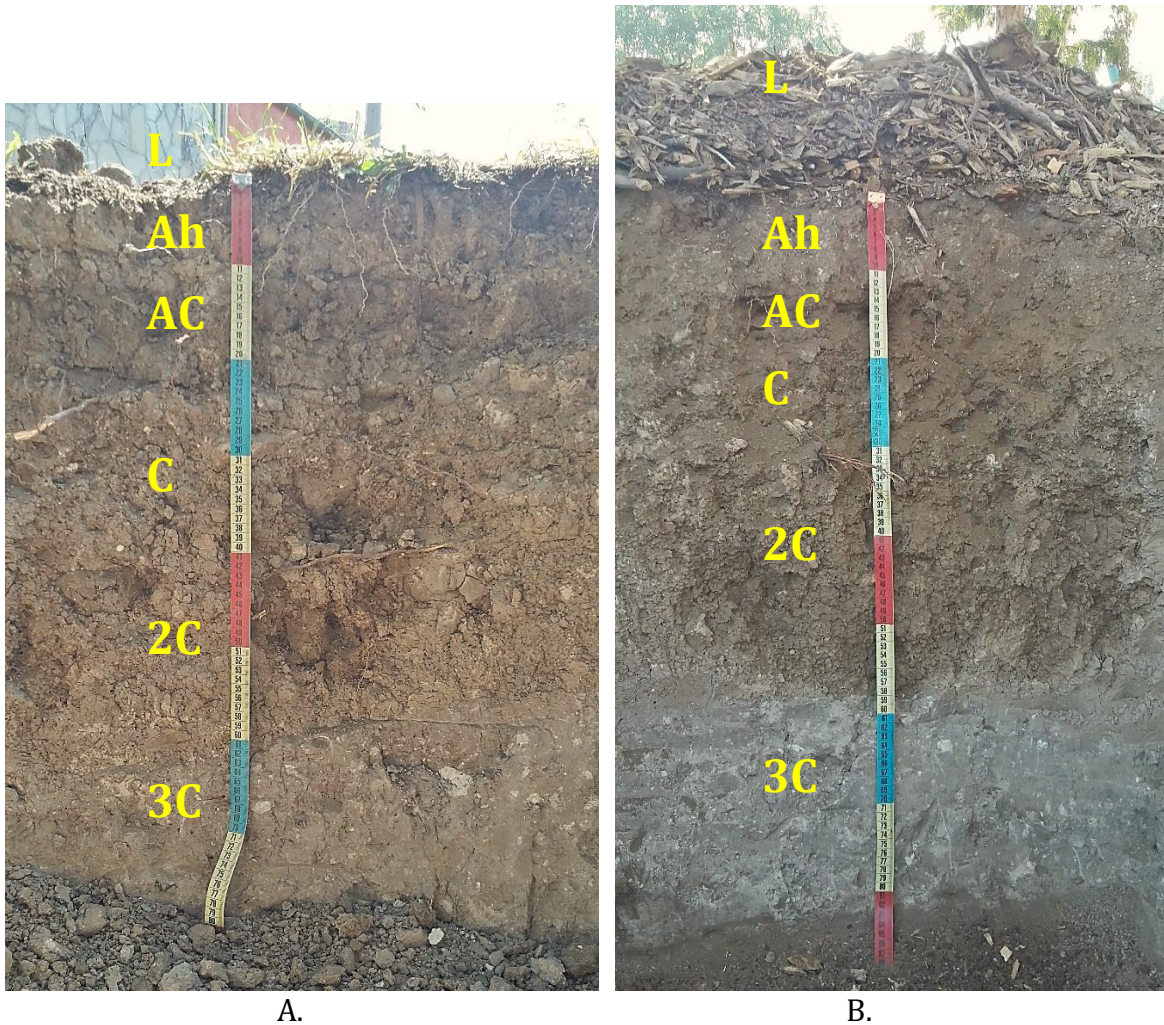


Figura 8. (A) Perfil área verde C bajo pasto sin mulch. (B) Perfil área verde C bajo árbol con mulch.

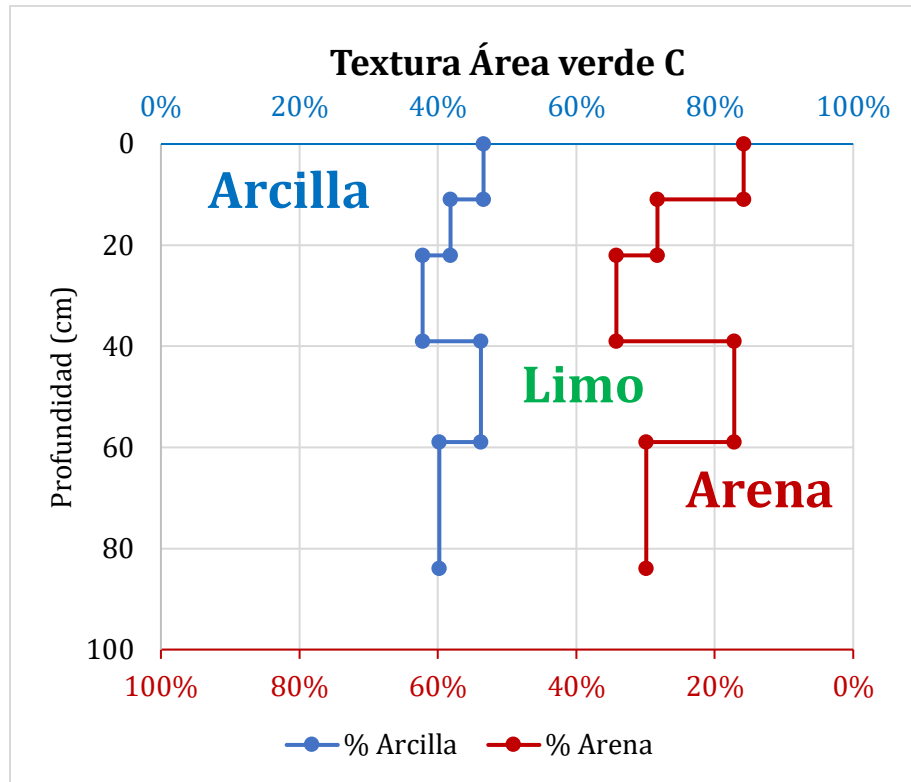
En el sitio sin mulch bajo pasto se describió un Spolic technosol (eu, ce, fv, hu, la, mo). Se identificaron tres deposiciones de materiales sedimentarios muy posiblemente de tipo lacustres. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos, color y pedregosidad. Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 10 y 12%, con una densidad de raíces muy alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, en el último horizonte se observó una estructura masiva e inicios de cementación. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah (fig. 8 A).

En el sitio bajo árbol que ha recibido mulch durante 20 años se describió un Spolic technosol (eu, lo, fv, fo, hu, la). Se identificaron, de igual forma que en el sitio anterior, tres materiales distintos de relleno. De manera similar al sitio anterior, los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica del 12%, con una densidad de raíces muy alta, un pH más neutro en estos horizontes y con la formación de estructura del tipo bloques subangular. En los horizontes inferiores se obtuvieron pH alcalinos y no se observaron tampoco procesos pedogenéticos avanzados, encontrando inicio de procesos de cementación en el último horizonte. En este perfil se describió un mantillo tipo Moder de 15 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Of-Oh-Ah. El material en el mantillo proviene de la adición de mulch (fig. 8 B).

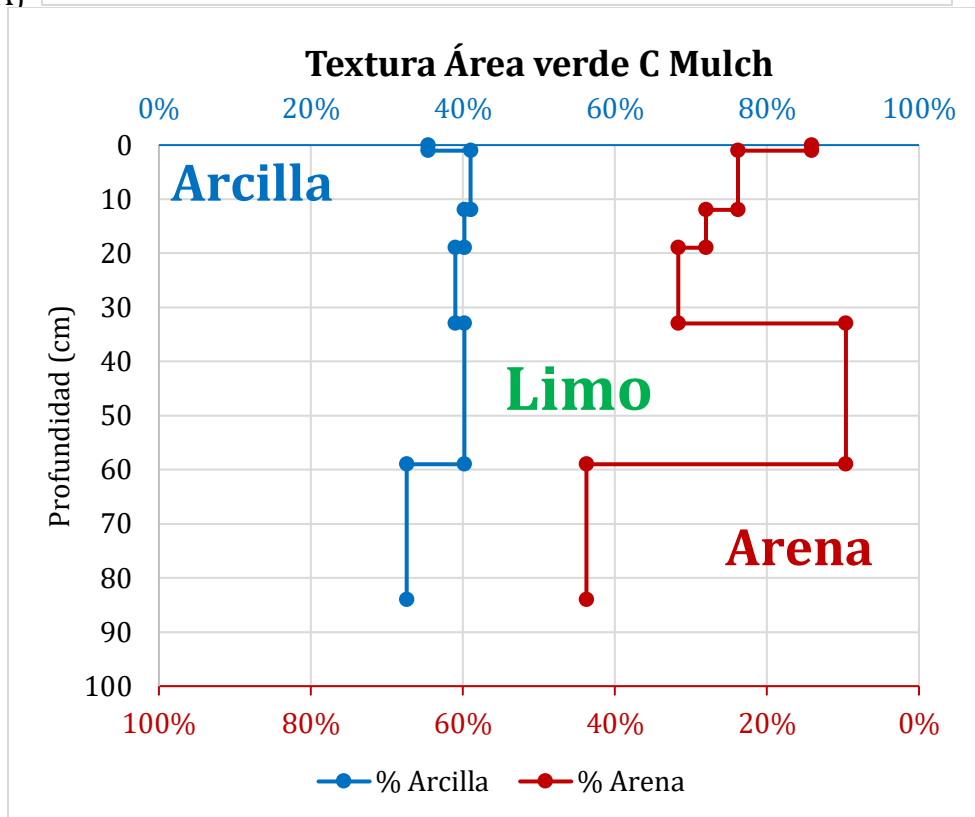
Una de las principales diferencias en ambos sitios fue la textura del suelo (fig. 9), en el sitio sin mulch se encontraron texturas más arcillosas mientras que en el sitio con mulch, sobre todo en los últimos horizontes, se encontró mayor proporción de arena. Otras diferencias importantes se observaron en la distribución de la pedregosidad y la densidad de raíces (fig. 10).

Al comparar las tres áreas verdes (A, B y C), las principales diferencias se encontraron en la profundidad del perfil, la textura del suelo y el grosor del mantillo. En cuanto a profundidad, las áreas verdes A y C cuentan con una buena profundidad fisiológica entre 80 y 120 centímetros de profundidad. En el caso del área verde B la profundidad en el sitio sin mulch fue considerablemente menor (20 cm). En suelos urbanos se ha encontrado que los árboles medianos, en promedio, necesitan 5m³ de suelo para satisfacer sus necesidades fisiológicas (Lindsey & Bassuk, 1992). Estos requerimientos se encuentran muy limitados en el área verde B.

La textura que predominó en el área verde A fue la textura franco-arcillosa con alrededor de 35% de arcilla, en el área verde B la textura predominante fue franco-arcillo-limosa con alrededor de 30% de arcilla y en el área C la textura predominante fue arcillosa con alrededor del 40% de arcilla. A diferencia de otros suelos urbanos que contienen residuos de construcción, en ninguno de los technosoles descritos predominó el contenido de arena (Burghardt, 1994). Las diferencias texturales pueden ser consecuencia de las distintas historias de construcción de las áreas verdes. En otros estudios se ha observado que las variaciones de textura están más relacionadas con los materiales parentales que conforman el suelo que con los efectos antropogénicos (Pouyat, Yesilonis, et al., 2007).



A)



B)

Figura 9. A) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde C en pasto sin mulch. B) Distribución de tamaño de partículas a lo largo del perfil en el área verde C bajo árbol con mulch.

En cuanto al grosor del mantillo en los sitios sin mulch no se observó mucha diferencia entre las tres áreas verdes. En cambio, para los sitios con mulch en el área verde A se encontró un mantillo de 10cm, en el área verde B de 0.5cm y en el área verde C de 15cm. El mantillo más grueso se localizó en el sitio que ha recibido mulch durante mayor tiempo (20 años). De manera similar, en un estudio en Cornell, se observó mayor acumulación de materia orgánica en los suelos urbanos que han recibido mulch y composta durante periodos más largos (Sax et al., 2017).

En todos los technosoles descritos se encontró una gran heterogeneidad en las características de los suelos, desde el material parental, las propiedades del suelo y la intensidad de uso. Se encontraron diferentes artefactos antrópicos: clavos, capas de uniel, taparrosas, cables, materiales residuales de construcción, trozos de platos de barro y basura. La presencia de artefactos de este tipo, así como la heterogeneidad en los suelos es un escenario usual en los suelos urbanos de acuerdo con los procesos de construcción y modificación antrópica (Lal & Stewart, 2017; Morel et al., 2015). Considerando la variabilidad de condiciones en las que se encuentran los suelos urbanos es recomendable buscar propuestas que, a pesar de la heterogeneidad, optimicen su calidad como proveedores de servicios ecosistémicos.

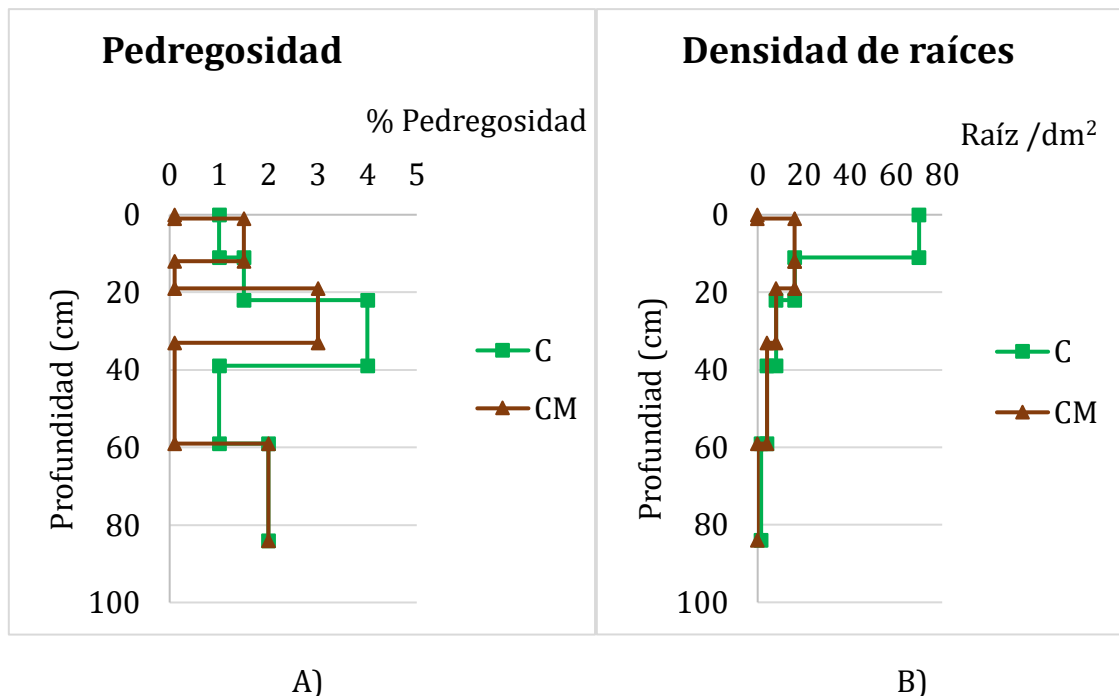


Figura 10. A) Porcentaje de pedregosidad, B) Densidad de raíces a lo largo del perfil en el área verde C, en color verde el sitio en pasto sin mulch, en color café el sitio bajo árbol con mulch.

Porosidad del suelo

Para determinar la porosidad en los suelos estudiados se utilizó la relación entre la densidad aparente y la densidad de partícula.

Densidad aparente

La densidad aparente del suelo varió a lo largo del perfil (fig. 11). Las diferencias principales entre el tratamiento con mulch y el suelo sin mulch se observaron en los horizontes superficiales. Esto coincide con la información recopilada en otros estudios, por ejemplo, en suelos urbanos de China la densidad aparente disminuyó con la aplicación de mulch sólo en los primeros 20cm (Qu et al., 2019).

Las variaciones de la densidad en los demás horizontes fueron consecuencia de los diferentes materiales utilizados para rellenar estas áreas verdes. Se puede reconstruir la historia de deposiciones de materiales en los jardines urbanos a partir de las distintas densidades en los horizontes del suelo. Este comportamiento se ha observado en diversos suelos urbanos, la variedad de densidades en cada relleno puede provocar dinámicas específicas al interior de los suelos, por ejemplo: distinta emisión o retención de contaminantes (Burghardt et al., 2015), interferencias en la conductividad hidráulica (Chen et al., 2014) o el impedimento para el crecimiento de raíces (Jim, 1998a). Algunas de estas dinámicas pudieran estar presentes en las áreas verdes estudiadas, sin embargo, en esta investigación no se analizaron a detalle dichas dinámicas. En cambio, se estudiaron con mayor profundidad las diferencias entre los tratamientos con y sin mulch en los horizontes superficiales.

Se analizó la densidad aparente en el horizonte superficial, que es el que está en contacto directo con el mulch, con el promedio de 12 muestras por cada área verde. Todos los valores de densidad aparente estuvieron por debajo de 1.2 g/cm^3 , lo que indica una densidad baja independientemente de la textura del suelo. Estos valores no limitan el desarrollo de raíces de acuerdo con estudios anteriores en vegetación urbana (Watson et al., 2014; Zisa et al., 1980). Los valores de densidad aparente reportados en esta investigación se encuentran por debajo del promedio observado en la mayoría de los suelos urbanos (Jim, 1998a; Qu et al., 2019; Scharenbroch et al., 2005). Si bien, coinciden con las mediciones en horizontes superficiales para suelos urbanos en Baltimore, Stuttgart y San Petersburgo (Aparin et al., 2018; Lorenz & Kandeler, 2005; Pouyat, Yesilonis, et al., 2007).

Las densidades aparentes más bajas fueron obtenidas en las áreas verdes A y C en el tratamiento con mulch, seguidas de los sitios sin mulch bajo pasto en estas mismas áreas verdes (fig. 12). El mulch parece estar provocando una disminución de la densidad aparente en los suelos, esto nos indica que hay más espacio vacío o poroso en los suelos. La disminución de la densidad aparente como consecuencia de la incorporación de materia orgánica al descomponerse el mulch coincide con los hallazgos de otros estudios (Byrne et al., 2008; Fite et al., 2011; Oldfield et al., 2014; Qu et al., 2019).

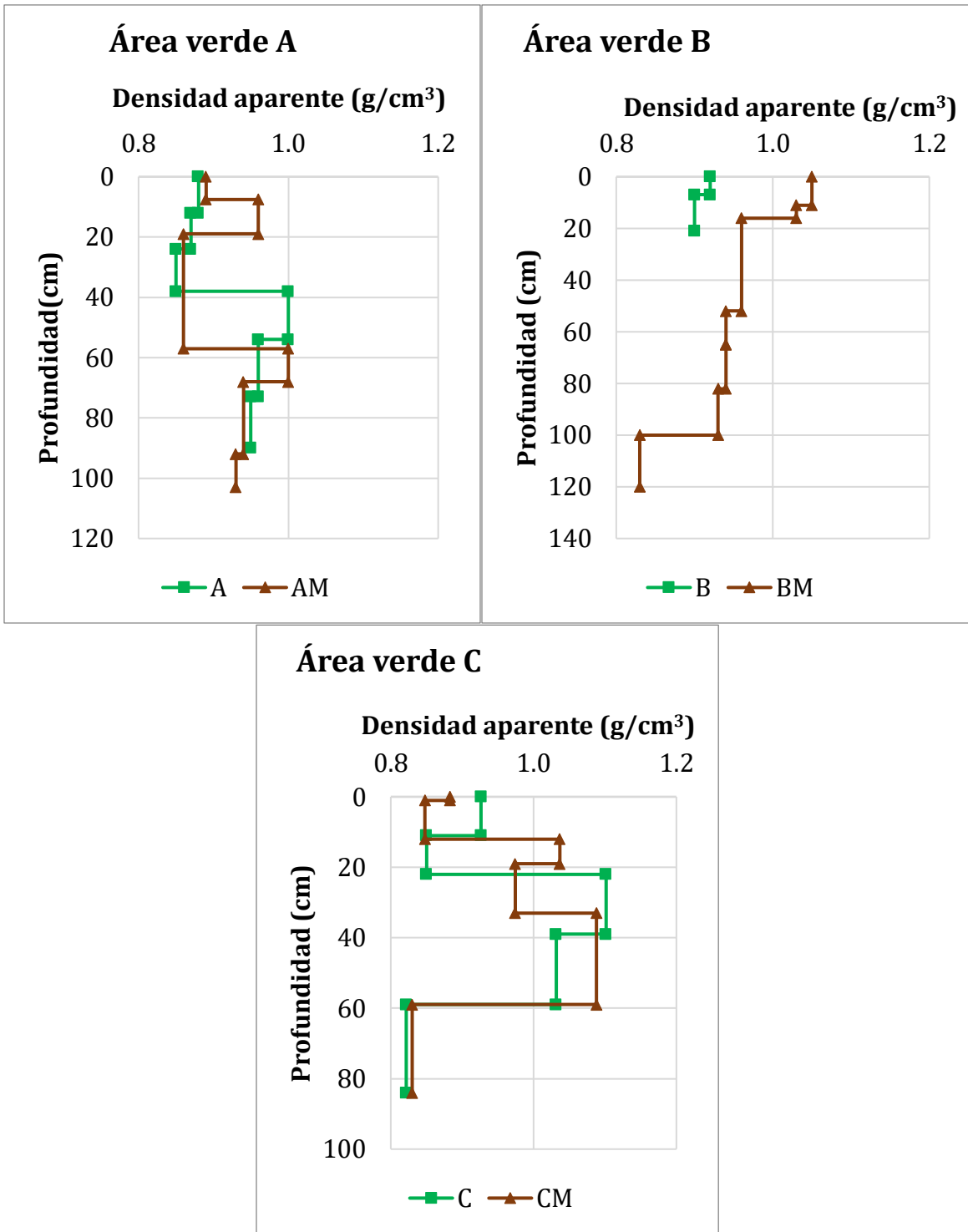
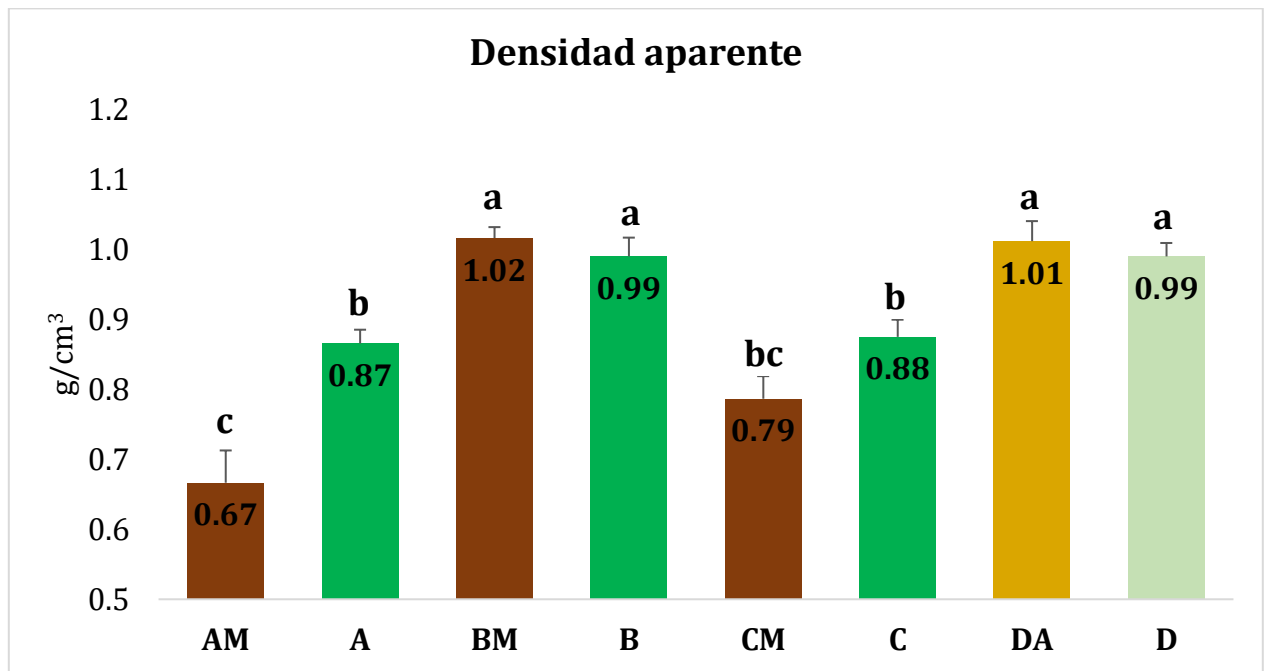


Figura 11. Valores de densidad aparente (g/cm^3) para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil. En color verde los sitios en pasto sin mulch y en color café los sitios bajo árbol con mulch.

Se observa también que el efecto de disminución no solamente ocurre en el sitio dónde se aplica directamente el mulch. En el caso del área verde A y C también disminuye, en menor medida, la densidad aparente en los sitios sobre pasto adenaños a los árboles dónde se aplica el tratamiento. Hasta donde sabemos, este comportamiento no ha sido reportado en otros suelos urbanos con mulch, no obstante, un efecto similar en los nutrientes del suelo se ha observado en histosoles urbanos como consecuencia de flujos de agua laterales (Schleuß et al., 1998).



Árbol + mulch
Pasto (al lado de mulch)
Árbol (control)
Pasto (control)

Figura 12. Densidad aparente promedio (g/cm^3) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

En el caso del área B el tratamiento de mulch no tuvo ningún efecto en la densidad aparente. Los valores del área B, con y sin mulch, son más cercanos a los del sitio control en el área verde D. Es importante recalcar que el área B es el jardín con mayor intensidad de uso y tránsito humano, mientras que el área A y C son sitios que se utilizan poco. Estos resultados refuerzan las observaciones de estudios anteriores, dónde se ha reportado el incremento de la densidad aparente en suelos urbanos con abundante tránsito humano (Andrés-Abellán et al., 2005; Cakir et al., 2010; Jim, 1987).

El área verde B, a pesar de ser utilizado con alta intensidad, presenta valores de densidad aparente que no exceden los del área verde D sin tratamiento de mulch y con baja intensidad de uso. Es posible que el mulch esté manteniendo la densidad aparente

con valores bajos a pesar de la constante perturbación. Kissling y colaboradores mencionan que el tránsito humano, además de compactar el suelo, afecta la microbiota y disminuye la actividad enzimática alterando la composición de nutrientes en el suelo (Kissling et al., 2009). El mulch al aportar materia orgánica al suelo podría ayudar a contrarrestar los efectos negativos del tránsito humano.

Densidad Real

Se determinó la densidad real en los perfiles de suelo realizados en las áreas verdes A, B y C.

Como se puede verificar en la figura 13, a partir de la densidad real se identifican las diferentes capas de relleno utilizadas en la construcción del suelo. La densidad real o densidad de partícula está determinada por las proporciones relativas de los diversos minerales y materia orgánica que componen el suelo (Blake, 2008). La composición del suelo se modifica lentamente, lo que nos permite rastrear en los valores de densidad real, la historia de rellenos utilizados en cada horizonte y en cada sitio.

En la figura 13 también se observa que la principal influencia del mulch en la densidad real se obtiene en el primer horizonte, disminuyendo este valor principalmente en las áreas verdes A y C. En este primer horizonte es donde el mulch entra en contacto con el suelo incorporando partículas de menor densidad como la materia orgánica.

Al estudiar más exhaustivamente la densidad real en el horizonte superficial, se encontró que este valor está determinado principalmente por el material utilizado para aplanar la superficie en las áreas verdes (fig. 14). Ordenando las áreas verdes de acuerdo con la densidad de sus materiales [$D < A < C < B$] se observa que el área verde D, independientemente de que no ha recibido mulch, fue construida con los materiales de relleno menos densos. En cambio, el área verde B presenta materiales más densos, lo que coincide con la descripción de este sitio con rellenos de piedra volcánica. Estos resultados apoyan aún más la idea de la heterogeneidad en los suelos urbanos y la dificultad que presentan para evaluar sus propiedades y funciones, ya que estas pueden cambiar en unos pocos metros e incluso centímetros (Burghardt et al., 2015).

Los valores de densidad real para los suelos estudiados se encontraron entre 2.06 y 2.46 g/cm³ (fig. 14). Estos valores coinciden con lo que se ha reportado en otros suelos urbanos en Irán (Khaledian et al., 2012) y en la ciudad de Colima en México (Pérez-González et al., 2017).

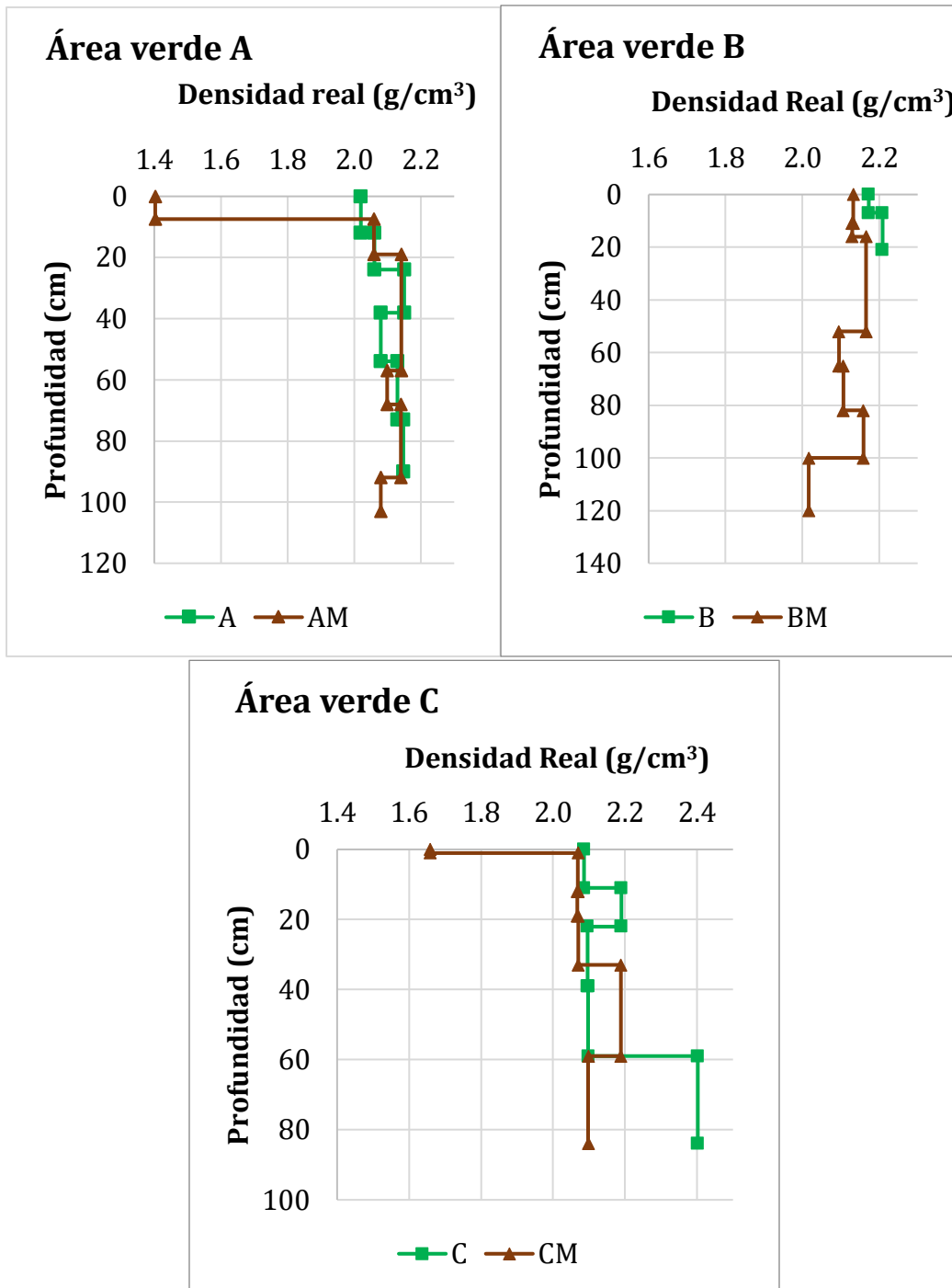


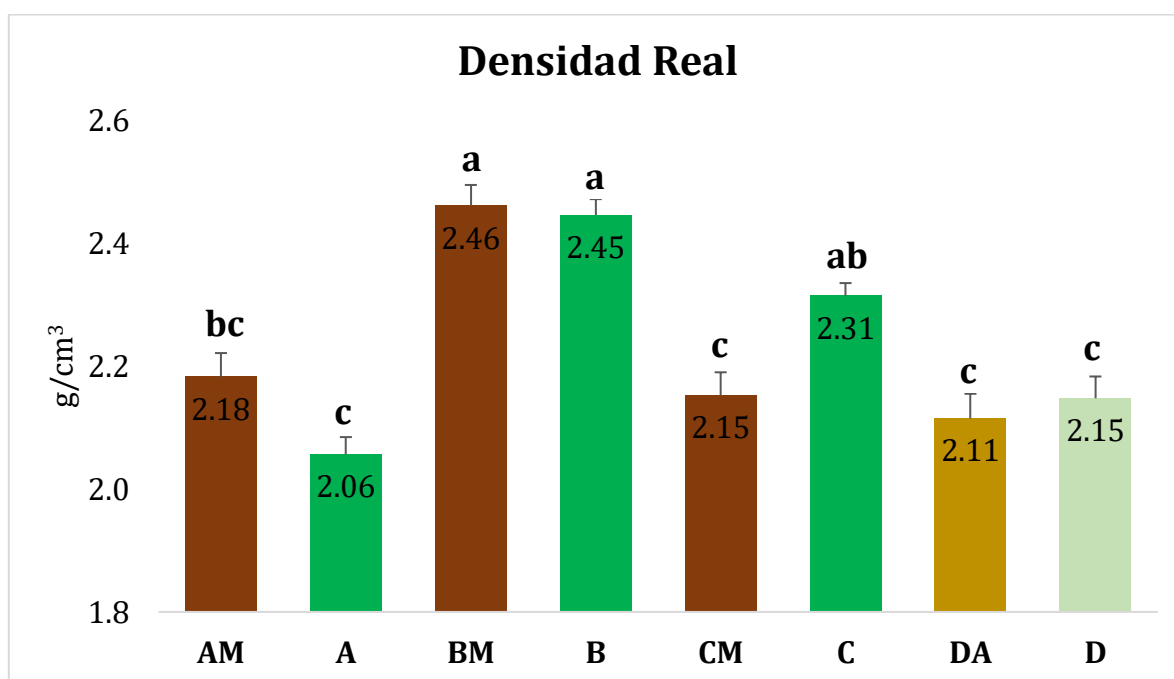
Figura 13. Valores de densidad real para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil. En color verde los sitios en pasto y en color café los sitios con mulch.

Como se puede observar en la figura 14, los valores de densidad real no se modificaron significativamente con la adición de mulch, con excepción del área verde C, dónde el sitio con mulch presenta menores valores de densidad real. Este resultado es consistente con estudios previos que han señalado la correlación negativa entre la

materia orgánica del suelo y la densidad real (Adams, 1973; McBride et al., 2012; Schjønning et al., 2017).

Es importante recalcar que el área verde C ha recibido mulch durante más tiempo (20 años). El efecto del mulch en la densidad real sólo se aprecia con una aplicación continua de materia orgánica en lapsos prologados de tiempo. Como se podrá comprobar más adelante, la adición de mulch durante mayor tiempo incrementa la cantidad de carbono orgánico en el suelo que, a su vez, disminuye la densidad real. La relación inversamente proporcional entre la densidad real y el carbono orgánico del suelo ha sido corroborada en estudios previos (Ruehlmann, 2020; Rühlmann et al., 2006).

Hasta donde sabemos, la relación entre densidad real y la adición de materia orgánica durante periodos largos de tiempo no ha sido estudiada para suelos urbanos. No obstante, los resultados observados en este estudio son similares a los encontrados en suelos agrícolas abonados con estiércol durante 22 años (Blanco-Canqui et al., 2006).



	Árbol + mulch
	Pasto al lado de mulch
	Árbol (control)
	Pasto (control)

Figura 14. Densidad real promedio (g/cm^3) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

Porosidad

La porosidad es el volumen de los poros del suelo que se pueden llenar con agua y / o aire. La porosidad es inversamente proporcional a la densidad aparente. Los suelos compactados tienen densidades aparentes más altas y por lo tanto, menor porosidad (Lal & Stewart, 2017). En este trabajo se calculó la porosidad a partir de la relación entre la densidad real y la densidad aparente.

De manera similar a los resultados obtenidos para las densidades, se observó que la porosidad a lo largo de los perfiles no incrementa o disminuye de manera paulatina, sino que en cada horizonte se modifica abruptamente de acuerdo con los materiales utilizados en la construcción del área verde (fig. 15). Estas observaciones coinciden con varias descripciones de suelos urbanos, donde el material de relleno utilizado en la construcción del suelo juega un papel determinante en las propiedades físicas de los suelos, modificando la porosidad, la infiltración, la retención de humedad o la penetrabilidad de las raíces (Burghardt et al., 2015; Chen et al., 2014; Jim, 1993; Lorenz & Kandeler, 2005).

Como se ilustra en la figura 16, al analizar con mayor detalle el horizonte superficial de las distintas áreas verdes, se encontraron valores de porosidad entre 52 y 69%. Estos valores indican una buena porosidad y no presentan restricciones como poca aireación o déficit hídrico (Siebe et al., 2016; Weil & Brady, 2017). Los resultados obtenidos contrastan con lo que algunos autores han encontrado en otros suelos urbanos, con porosidades mucho menores entre el 6-45%, donde la compactación suele ser una problemática común (Jim, 1987; Pérez-González et al., 2017; Qu et al., 2019; Schleuß et al., 1998).

El área verde D es la que presenta menor porosidad en los sitios bajo árbol y bajo pasto. Es decir que, el área verde a la cual nunca se le ha colocado mulch presenta menor porosidad (fig. 16). Los valores obtenidos en este sitio fueron similares a los obtenidos en las áreas verdes A y B en los sitios bajo pasto, estas áreas verdes son las que tienen menor tiempo recibiendo mulch (5 y 10 años respectivamente).

En contraposición, los valores más altos de porosidad se obtuvieron en los sitios con mulch en el área verde A y C. En el área verde C, que es la que ha recibido el tratamiento de mulch durante mayor tiempo, incluso el sitio bajo pasto presentó valores elevados de porosidad. De manera análoga a lo que se discutió para la densidad aparente, el efecto del mulch incrementando la porosidad del suelo no solo se limita al sitio donde se aplica, sino que sus beneficios se esparcen a las áreas circundantes con el paso del tiempo (fig. 16). Los resultados obtenidos refuerzan las observaciones de otros autores que han reportado un incremento en la porosidad de los suelos al incorporar mulch, composta u otras fuentes de materia orgánica (Luna et al., 2018; Oliveira & Merwin, 2001; Qu et al., 2019).

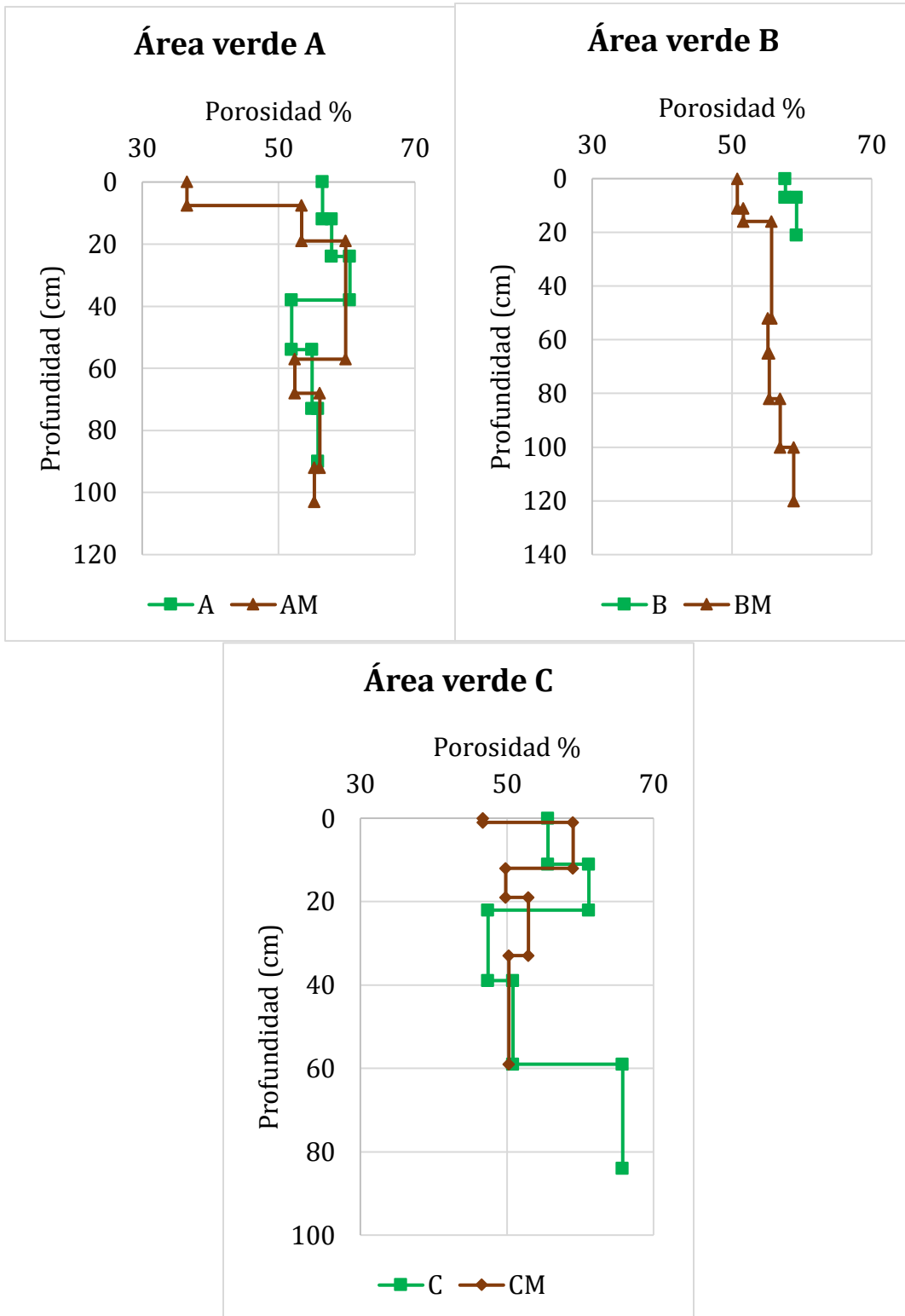
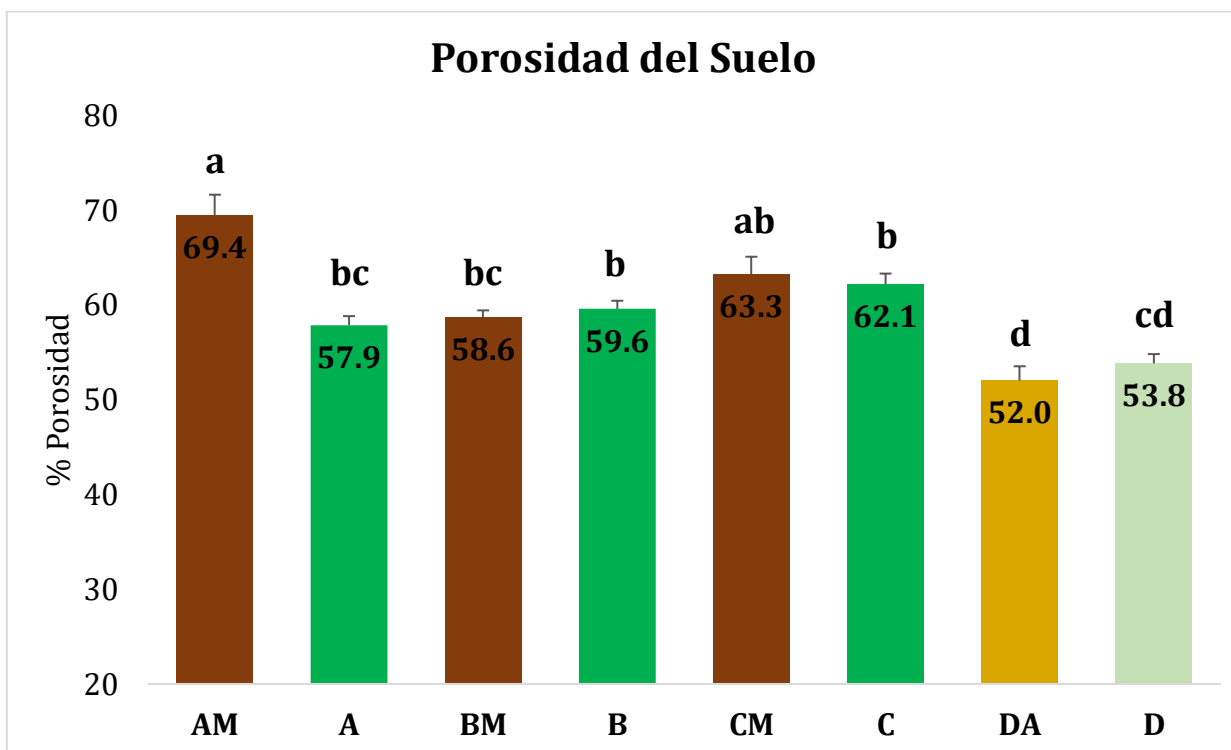


Figura 15. Porosidad del suelo (%) para las áreas verdes A B y C en la profundidad del perfil.

En el área verde B, el mulch no parece tener ningún efecto en la porosidad, este comportamiento se observó también en las mediciones de densidad aparente. Como se discutió previamente, esto puede ser consecuencia de la intensidad de tránsito humano en esta área verde. Alaoui y colaboradores mencionan que la compactación del suelo, inducida por el tránsito continuo, afecta principalmente a la estructura de los poros en la superficie del suelo (Alaoui et al., 2011). Además, varios autores han reportado reducción de la porosidad por el tránsito humano en suelos urbanos, lo que provoca que se reduzcan la infiltración, el agua disponible para las plantas, la transmisión de nutrientes a la raíz y la aireación (Cakir et al., 2010; Jim, 1987; Kutiel et al., 1999; Sarah & Zhevelev, 2007).



	Árbol + mulch
	Pasto al lado de mulch
	Árbol (control)
	Pasto (control)

Figura 16. Porosidad del suelo promedio (%) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

Es importante recalcar que, si bien, no se observa un cambio con el tratamiento de mulch dentro del área verde B, la porosidad en este sitio es ligeramente mayor a la que se observa en el área verde D, el sitio control, aun cuando los materiales parentales del sitio D son menos densos, de acuerdo con las mediciones de densidad real. Es posible que, en zonas altamente perturbadas, se necesite mayor tiempo para que el efecto del

mulch sea evidente. Estos resultados coinciden con otros estudios que no han observado cambios en la porosidad del suelo al aplicar mulch en periodos de tiempo cortos (Ni et al., 2016; G. Watson & Kupkowski, 1991) y refuerzan los hallazgos donde la aplicación de composta o mulch durante tiempos prolongados acentúan la mejoría en la calidad del suelo (Sax et al., 2017).

Finalmente, con el objetivo de evaluar los efectos generales del mulch en las áreas verdes, a pesar de su heterogeneidad, se evaluó la porosidad agrupando todos los sitios con mulch, comparándolos con los sitios de pasto a un lado del mulch y los sitios sin mulch bajo árbol y bajo pasto. En la figura 17 se observa que los sitios con mulch y pasto al lado de mulch presentan mejor porosidad en comparación con los sitios sin mulch.

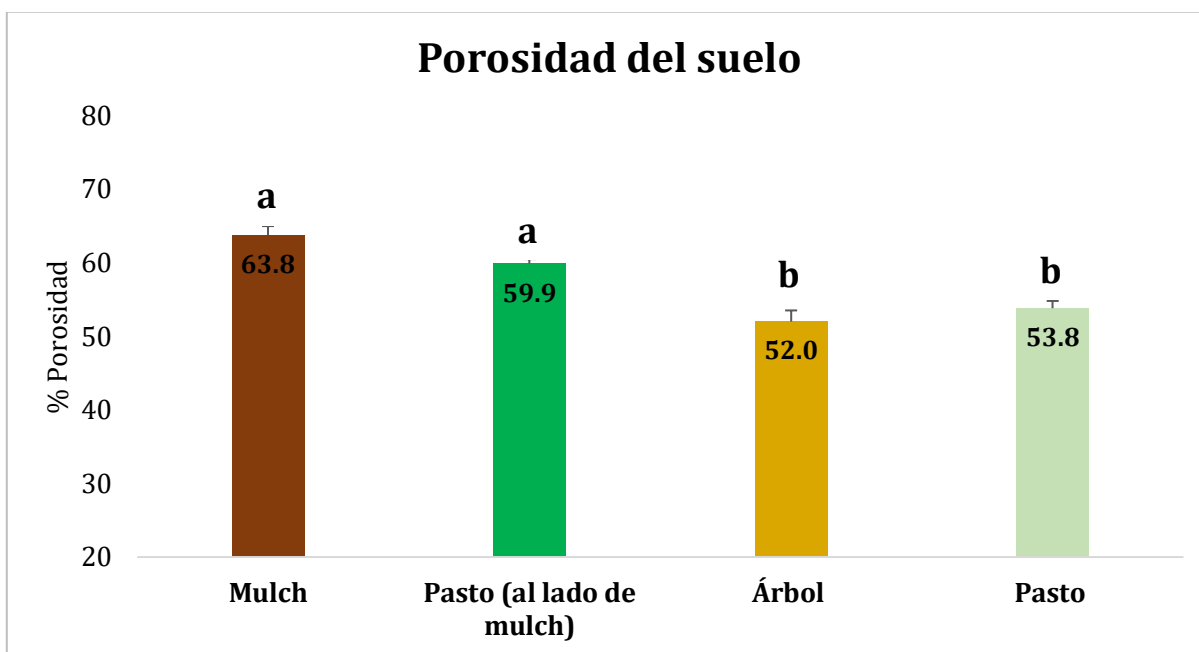


Figura 17. Porosidad del suelo promedio (%) (+EE) para los cuatro tratamientos (mulch y pasto al lado de mulch $n=36$, árbol y pasto $n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$).

Entre los principales beneficios de aumentar la porosidad del suelo se encuentran una mejor aireación del suelo, mejor capacidad de retención de humedad, mayor profundidad de enraizamiento, mejor crecimiento de los árboles y muchas veces se encuentra ligado a mayor presencia de organismos edáficos (Jim, 1993; Unger & Kaspar, 1994; Weil & Brady, 2017; Yang & Zhang, 2015).

Para complementar la información obtenida con esta metodología y comprender el efecto del mulch en la porosidad del suelo, se calculó la porosidad a partir de la interpretación de la curva de retención de humedad. Estos resultados serán detallados posteriormente.

Capacidad de retención de humedad

Para evaluar la capacidad de retención de humedad en el suelo, se realizaron mediciones en campo y en el laboratorio con parámetros controlados.

Para evaluar la retención de humedad en campo se instalaron sensores de humedad en el área verde A en un sitio con mulch y un sitio bajo pasto a tres profundidades: 0-10cm, 10-20 cm y 20-30 cm. Se monitoreó el potencial matricial del suelo durante un año (fig. 18). Durante los primeros dos meses (mayo y junio) transcurría la temporada de sequía, se observó que los sitios con mulch fueron perdiendo humedad y continuaron secos hasta la primera lluvia durante el tercer mes. En cambio, el sitio con pasto en cuanto empezaba a estar más seco los jardineros regaban el pasto, humedeciendo el suelo. A pesar de que los sitios de mulch se encuentran cercanos a los sitios con pasto los jardineros no regaron esta zona. Podemos encontrar aquí una desventaja del mulch en cuanto a la percepción que genera, si bien es cierto que el mulch ayuda a conservar la humedad del suelo, puede generalizarse e idealizarse esta idea de manera que durante dos meses no se riegue esta zona aun cuando a unos pasos de ella sí se lleve a cabo el riego. Durante los siguientes 6 meses (julio-diciembre) las lluvias se encargaron del riego en esta área verde, no se alcanzó a distinguir el beneficio del mulch en cuanto a la retención de humedad debido a que el suelo, en ambos sitios, se encontró en saturación por a las precipitaciones.

Posteriormente, se monitoreó el potencial matricial del suelo durante la temporada de sequía (enero a mayo). Esta vez se suspendió el riego en el área verde, de manera que se pudo controlar y evidenciar el efecto del mulch en el suelo. En la gráfica 18 se observa que los horizontes superficiales, para los dos tratamientos, son los primeros en perder la humedad. El horizonte superficial es el que se encuentra directamente expuesto al sol, lo que promueve una mayor tasa de evaporación (Lal & Shukla, 2004). Consecuentemente, se observó que los horizontes inferiores, que se encuentran menos expuestos, tardaron más tiempo en perder la humedad en ambos tratamientos.

En cuanto a la diferencia de humedad entre ambos tratamientos se observó, en los primeros 10 cm, que el suelo con mulch empezó a secarse mucho más rápido que el suelo bajo pasto (fig. 19). El incremento del potencial matricial evidencia una menor disponibilidad del agua en los suelos con mulch. Aunque el suelo bajo pasto fue perdiendo humedad de manera más paulatina, ambos suelos llegaron a 254cbar en el mes de febrero, prácticamente al mismo tiempo. Esto nos indica que la porosidad total en ambos suelos es similar, modificándose únicamente la proporción del tamaño de los poros. Este resultado contrasta con otros estudios que han reportado mayor humedad en los suelos con mulch en el horizonte superficial (Arnold et al., 2005; Fite et al., 2011; Litzow & Pellett, 1983; Stelli et al., 2018). Sin embargo, estos estudios sólo reportan el porcentaje de humedad en el suelo sin explorar el comportamiento del régimen de humedad a distintas profundidades o los mecanismos que explican la retención de humedad en un suelo con mulch. La discusión sobre la retención de humedad se complementará más adelante con los experimentos en invernadero.

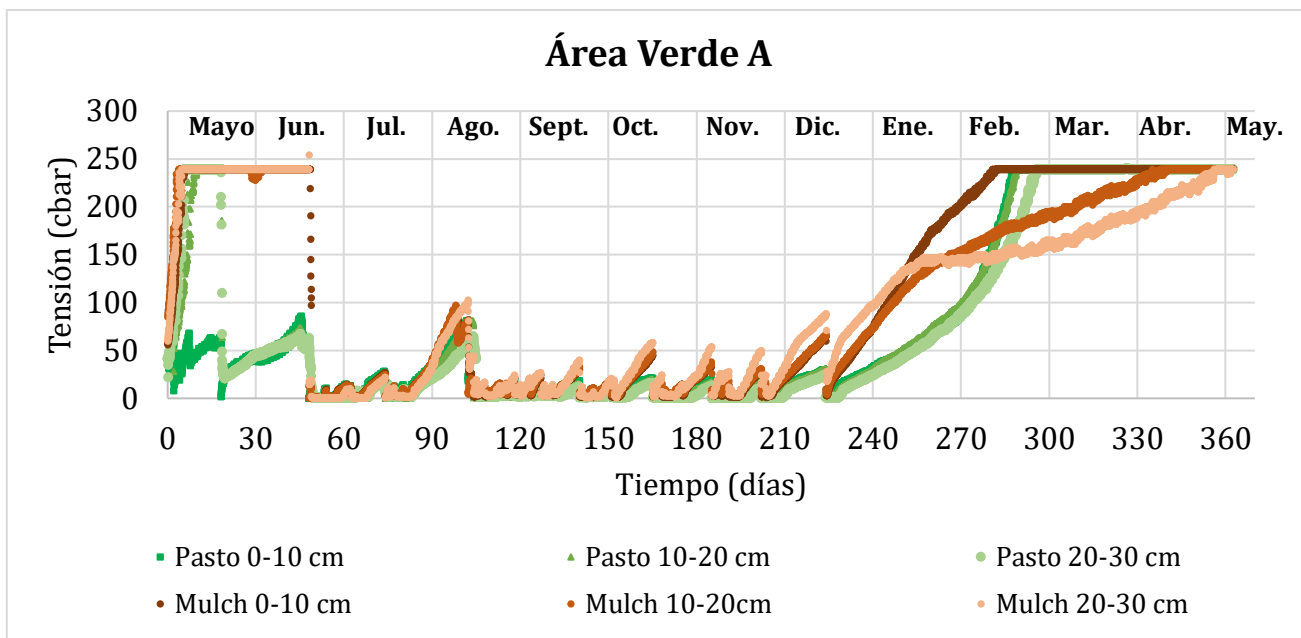


Figura 18. Potencial matricial en el suelo del área verde A a distintas profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm durante un año. Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes para el suelo bajo pasto.

En la figura 19, se observa en profundidades inferiores, desde los 10cm hasta los 30cm, que el tratamiento con mulch mantuvo la humedad del suelo durante la época de sequía, durante poco más de 4 meses. Los suelos sin mulch a mediados de febrero se encontraron secos, mientras que, los horizontes más profundos de los suelos con mulch llegaron a sequedad hasta finales de abril. Se observó también que el comportamiento de las curvas es distinto. Los suelos con mulch rápidamente pierden humedad llegando alrededor de 150 cbar pero, a partir de este punto, tardan mucho más tiempo en llegar a sequedad. En los suelos con mulch se observa en las pendientes de la curva el régimen de humedad controlado por los poros grandes que pierden rápidamente agua, seguido del régimen de humedad a cargo de los poros pequeños que retienen el agua durante más tiempo. En cambio, los suelos bajo pasto paulatinamente van acercándose a los valores de sequedad, su comportamiento es una curva exponencial que podría indicarnos una distribución de poros más uniforme. Esta discusión se enriquecerá con los resultados en invernadero.

La profundidad de 20-30cm fue la última en llegar a sequedad, como consecuencia de la suma del efecto del mulch, la sombra del árbol y las capas superiores de suelo que disminuyen la temperatura previniendo la evaporación del agua. Son pocos los estudios que han abordado la profundidad hasta donde el efecto del mulch es importante para conservar la humedad del suelo (Donk et al., 2011; Greenly & Rakow, 1995), los resultados de Donk y colaboradores coinciden con los hallazgos en esta investigación.

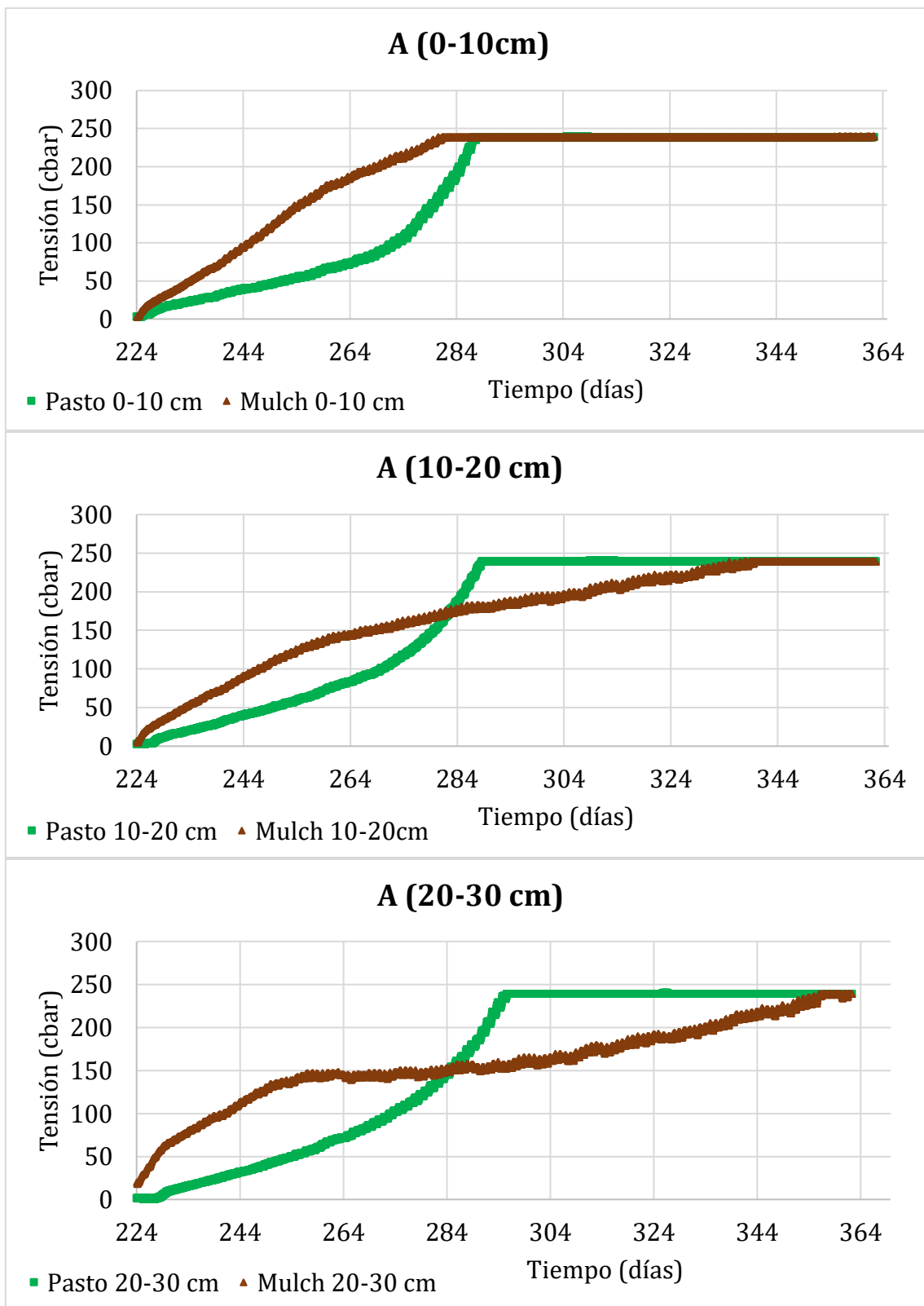


Figura 19. Potencial matricial en el suelo del área verde A a distintas profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm durante la época de sequía. Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes para el suelo bajo pasto.

Es importante recalcar que los experimentos en campo se llevaron a cabo bajo las mismas condiciones de temperatura, humedad relativa y aporte de agua, por lo que el comportamiento observado puede atribuirse únicamente a las variaciones en el suelo de los sitios evaluados. Las temperaturas en suelo pueden observarse en la figura 24.

Mantener la humedad en los primeros 30 centímetros del suelo es de vital importancia para la vegetación ya que en este rango es dónde se localizan la mayor cantidad de raíces (Dobson, 1995; Kramer & Boyer, 1995). Anteriormente, algunos estudios habían reportado la importancia del mulch para retener la humedad, en los primeros centímetros del suelo, durante la época más seca del año (Appleton et al., 1990; Merwin et al., 1994). Sin embargo, éste es el primer estudio en donde se evidencian los beneficios del mulch a mayores profundidades durante la época de sequía, que logró mantener la humedad en un suelo sin riego hasta por cuatro meses.

Para complementar la información de campo y comprender mejor la relación entre el mulch y la retención de humedad se realizaron mediciones en el laboratorio. Se utilizaron columnas de suelo extraídas de las áreas verdes A, B y C con los tratamientos de mulch y bajo pasto a distintas profundidades. Las columnas fueron saturadas de agua y posteriormente se comparó el tiempo en el que el suelo se secó hasta 254 cbar en condiciones de invernadero. Todas las columnas quedaron expuestas en la superficie a las mismas condiciones ambientales, por lo que el comportamiento puede atribuirse exclusivamente al suelo, sin la interferencia de una menor temperatura en los horizontes inferiores por encontrarse sepultados.

En las tres áreas verdes se observó que las columnas del tratamiento con mulch tardaron más días en llegar a 254 cbar, reteniendo por mayor tiempo la humedad en el suelo (fig. 20-22). En las gráficas que muestran el potencial matricial a lo largo del tiempo, al comparar las pendientes de las curvas que describen el comportamiento para ambos tratamientos, se observó que en el caso de los suelos con mulch ésta pendiente es menor, además de tener un crecimiento exponencial. En cambio, en el tratamiento bajo pasto las pendientes son más inclinadas y el comportamiento es mayormente lineal. Este comportamiento nos indica que los suelos con mulch retienen durante más días la humedad. La mayor diferencia entre tratamientos se observó en el horizonte superficial, seguido de la profundidad de 10-20cm del tratamiento con mulch. Los horizontes superficiales son los que contienen mayor cantidad de materia orgánica. La retención de humedad en el suelo puede incrementar en función de la materia orgánica y la textura del suelo (Dexter, 2004; Rawls et al., 2003). Otros autores han reportado mayor contenido de materia orgánica y humedad en los horizontes superficiales en contacto directo con mulch (Qu et al., 2019).

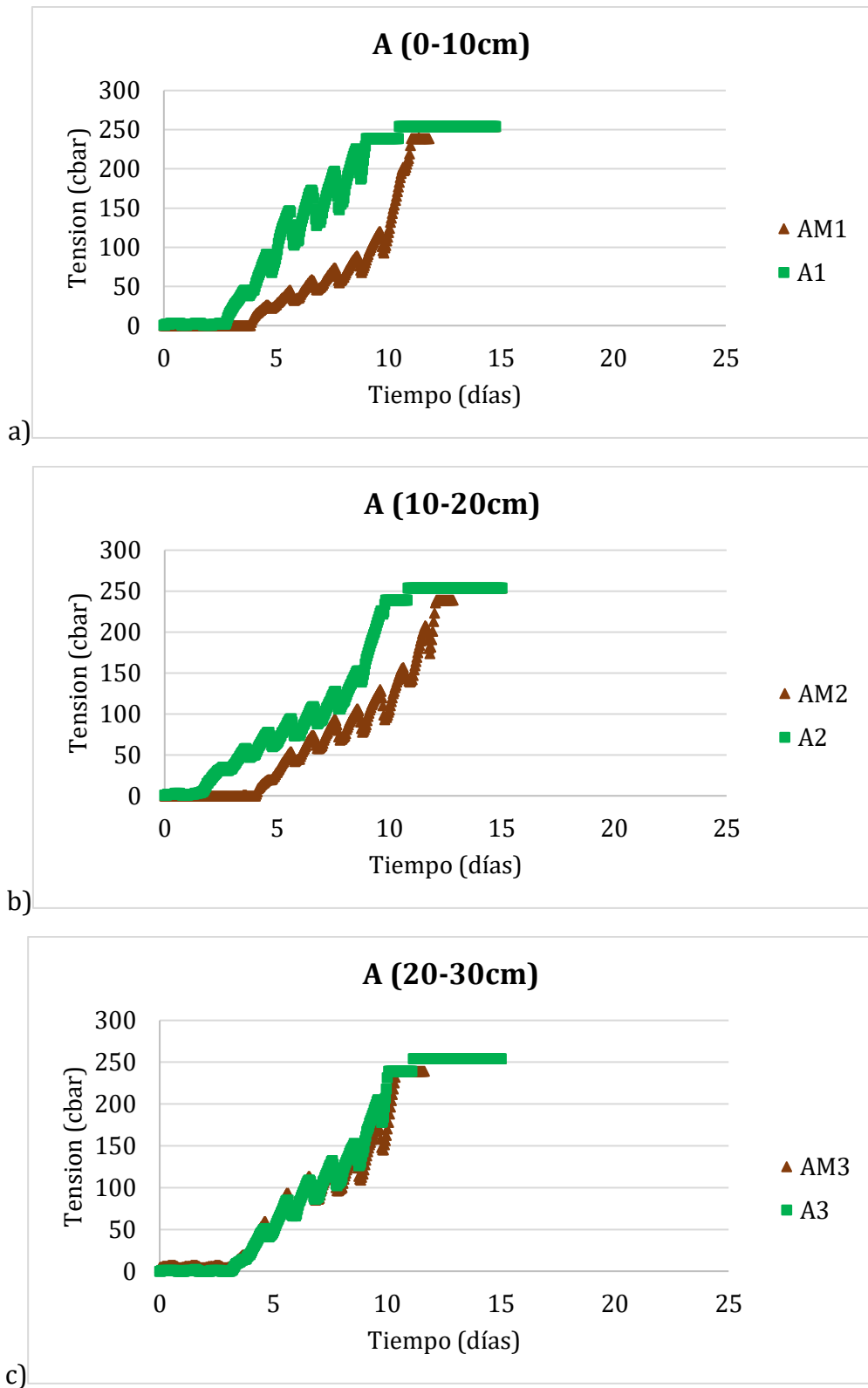


Figura 20. Potencial matricial en el suelo del área verde A en las profundidades de 0-10 cm (a), 10-20 cm (b) y 20-30 cm (c). Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch.

El mulch también amortigua las diferencias de humedad entre el día y la noche, esto se puede observar en las líneas de la gráfica que oscilan formando picos en el lapso de un día. Estos picos son más pequeños en el suelo con mulch, por lo que las variaciones de humedad a lo largo de un día son menores (fig. 20-22). Pocos autores han estudiado la diferencia de humedad entre el mulch y el pasto durante día y noche, Smith y Rakow reportan que durante la mañana y tarde el mulch disminuye el potencial matricial pero no presentan resultados durante la noche (Smith & Rakow, 1992).

En el área verde A las columnas tardaron entre 10 y 13 días en alcanzar 254cbar. En el tratamiento con mulch las columnas en las profundidades de 0-10 y 10-20 cm tardaron dos días más que la columna bajo pasto en alcanzar esta tensión. La profundidad de 20-30cm presentó una diferencia de un día entre ambos tratamientos. En la profundidad de 0-10cm el suelo con mulch conservó la tensión por debajo de los 115 cbar hasta el décimo día, mientras que este valor en la columna bajo pasto fue superado desde el quinto día. En el horizonte superficial con mulch fue donde se observó también un mayor amortiguamiento en las diferencias de humedad entre el día y la noche (fig. 20).

En el área verde B las columnas tardaron entre 14 y 20 días en alcanzar 254cbar. Solamente se pudo comparar el tratamiento con mulch y pasto en la profundidad de 0-10cm, debido a que el suelo bajo pasto es muy somero. En este horizonte se observó que el tratamiento de mulch tardó 1.5 días más en llegar a la tensión límite, en comparación con el suelo sin mulch (fig. 21a). Aunque no se pudieron comparar ambos tratamientos en profundidades inferiores, se observa que el suelo de 10-20cm y 20-30cm del tratamiento con mulch sigue una tendencia similar a los otros sitios con mulch (fig. 21b).

En el área verde C las columnas tardaron entre 13 y 22 días en alcanzar 254cbar siendo el área verde que más tiempo tardó en alcanzar esta tensión. Al ser el sitio que durante más tiempo ha recibido mulch, se ha incorporado mayor cantidad de materia orgánica en el suelo, modificando en mayor medida las propiedades del suelo. En el tratamiento con mulch la columna de 0-10cm tardó cuatro días más que la columna bajo pasto en alcanzar esta tensión. A la profundidad de 10-20cm presentó una diferencia de cinco días entre ambos tratamientos, siendo en este sitio mayor la diferencia en el segundo horizonte. En ambas profundidades la pendiente de la curva es menor en el tratamiento con mulch. En este sitio no hubo una diferencia considerable entre ambos tratamientos para el amortiguamiento de la retención de humedad entre el día y la noche (fig. 22).

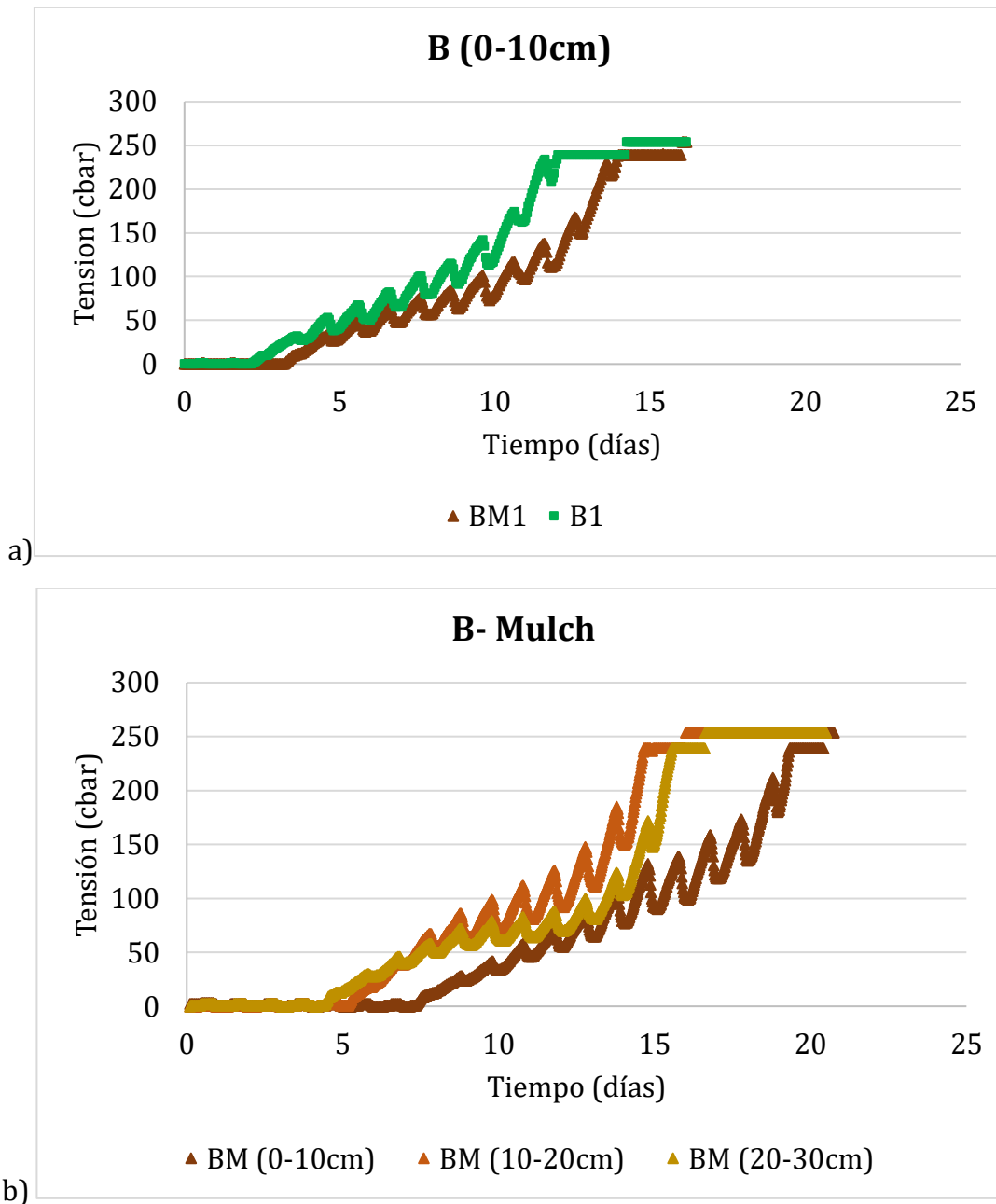


Figura 21. (a) Potencial matricial en el suelo del área verde B en las profundidades de 0-10 cm las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch. (b) Potencial matricial en el área verde B para el tratamiento con mulch a distintas profundidades.

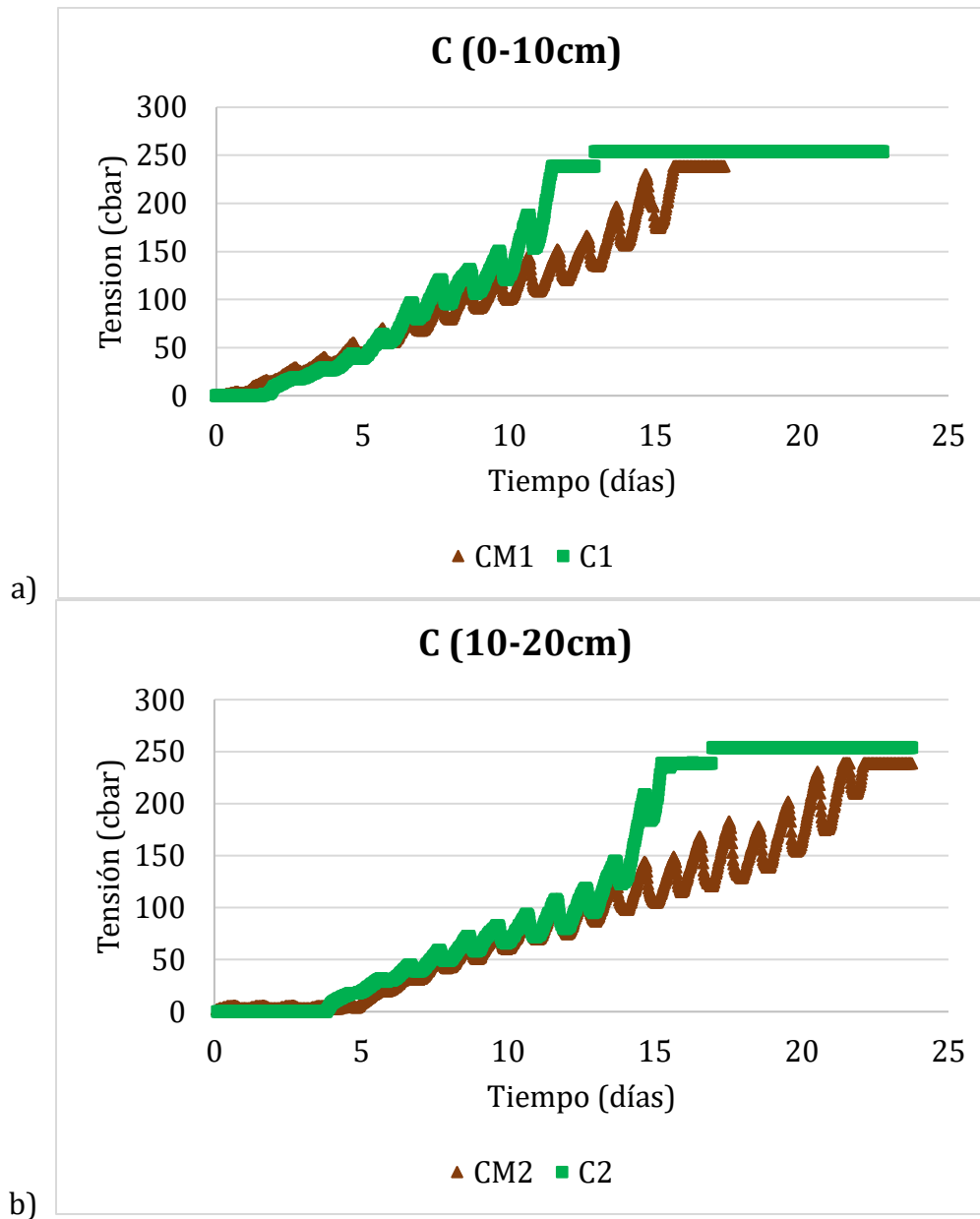


Figura 22. Potencial matricial en el suelo del área verde C en las profundidades de 0-10 cm (a) y 10-20 cm (b). Las líneas cafés representan el suelo con mulch y las líneas verdes el suelo bajo pasto sin mulch.

Con los datos recopilados de tensión y humedad, para las columnas en condiciones de invernadero, se modelaron las curvas de retención de humedad (fig. 23). Las curvas proporcionaron información adicional sobre la porosidad y el régimen de agua en el suelo. Al observarse los efectos más notables en el horizonte superficial, solamente se muestran las curvas de retención de humedad para este horizonte en las tres áreas verdes para los suelos bajo mulch y los suelos bajo pasto. La curva fue modelada en el software SWRC fit por el modelo Brooks and Corey 1964, los parámetros se resumen en la tabla 2 (Brooks & Corey, 1964; Seki, 2007).

Tabla 3. Parámetros de la curva de retención de humedad para el primer horizonte (0-10cm) en las áreas verdes A, B y C con el modelo Brooks y Corey .

Parámetros	A	A Mulch	B	B Mulch	C	C Mulch
θ_s (m ³ /m ³) Humedad de saturación	40.9	42.2	45.0	49.1	40.2	42.3
θ_r (m ³ /m ³) Humedad residual	0.00002	0.00117	0.00309	0.00044	0.00084	0.00107
hb (cbar) Valor de succión de entrada de aire	3.15	0.0008	1.4	0.0008	0.0006	0.0006
λ Índice de distribución de tamaño de poros	0.24	0.07	0.25	0.08	0.06	0.06

Al comparar la humedad de saturación (θ_s) entre los sitios con mulch y en pasto, se observó una tendencia de aumento en los sitios con mulch. La humedad de saturación nos indica también la porosidad total que hay en el suelo, el tratamiento con mulch presenta ligeramente mayor porosidad total en los suelos. Sin embargo, el efecto del mulch en la porosidad es mucho más contrastante cuando se comparan otros parámetros como el valor de succión de entrada de aire. Se observó que este valor fue menor en los tratamientos con mulch en el área verde A y B, lo que indica que el suelo libera el agua a menor presión evidenciando la presencia de poros de mayor tamaño en el tratamiento de mulch. Estos poros de mayor tamaño permiten la aireación en el suelo (Lal & Shukla, 2004).

Algunos autores también reportan un incremento en la macroporosidad del suelo al añadir mulch en huertos (Merwin et al., 1994), suelos mineros (Luna et al., 2018) y suelos urbanos (Qu et al., 2019). Estos resultados pueden deberse a que el mulch, cuando llueve, puede liberar materia orgánica creando una condición favorable para los macroorganismos del suelo (Shepherd & Pickering, 2000). Además, la materia orgánica favorece la formación de agregados y mejora la estructura del suelo, por lo tanto, incrementa la porosidad (Bronick & Lal, 2005). En la siguiente sección de los resultados se corroborará el incremento de materia orgánica y macrofauna en los suelos con mulch.

Para el área verde C los valores de succión de entrada de aire fueron idénticos, pero su magnitud coincide con los valores en los tratamientos de mulch A y B. El sitio C es el que ha recibido mulch durante mayor tiempo, como se discutió anteriormente para otras propiedades físicas del suelo, es posible que el mulch haya incorporado materia orgánica al suelo durante más tiempo, de manera que los beneficios también se observen en los sitios aledaños.

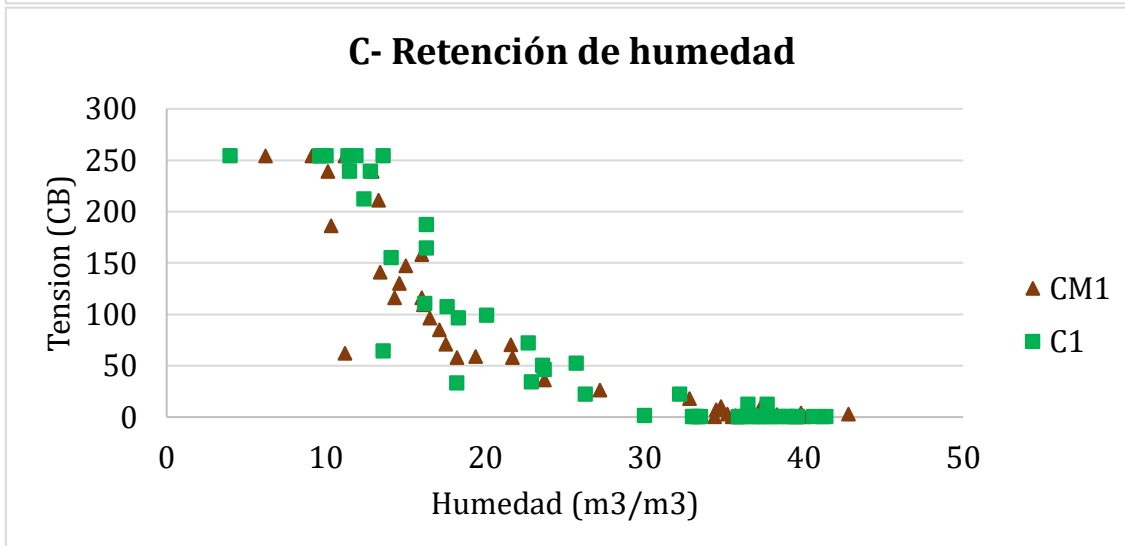
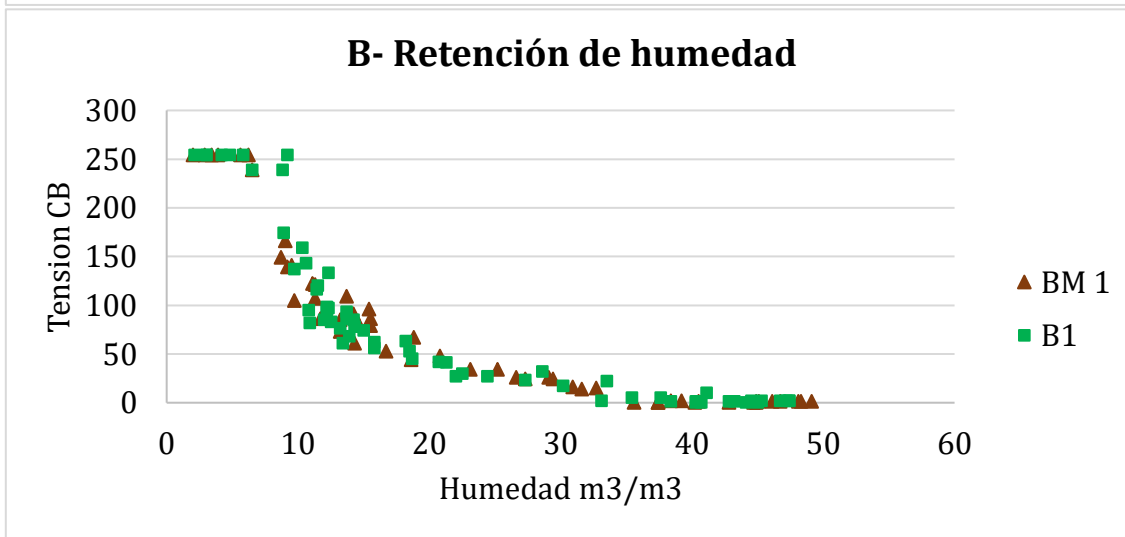
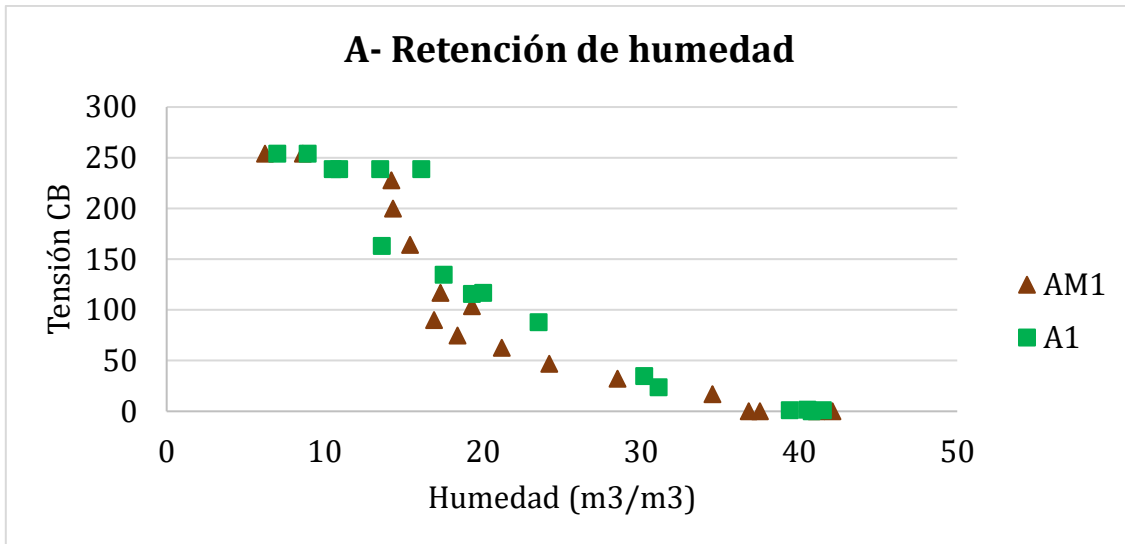


Figura 23. Curvas de retención de humedad para el primer horizonte en las áreas verdes A, B, C. Los puntos cafés corresponden al suelo con mulch y los verdes al suelo sin mulch.

La aireación en el suelo, que depende de la macroporosidad, es fundamental en el desarrollo de la vegetación (Cavalli et al., 2020), el desarrollo de las raíces (Nunes et al., 2019; Schoonderbeek & Schoute, 1994) y la germinación (Aguilera Esteban et al., 2019).

Comparando los valores obtenidos en el índice de distribución de tamaño de poros (λ) se observó que para el tratamiento con mulch en el área A y B se obtienen valores menores que en los sitios con pasto. Este índice λ nos indica la homogeneidad en el tamaño de poros en el suelo. Entre menor sea el valor obtenido significa que el suelo presenta mayor heterogeneidad, es decir, hay poros de distintos tamaños, tanto grandes como pequeños. Los poros de tamaño mediano y pequeño son los que tienen capacidad de retener la humedad en el suelo (Lal & Shukla, 2004), por lo que los valores pequeños de λ en los tratamientos con mulch evidencian que estos suelos tienen mayor cantidad de poros pequeños y por ende mejor capacidad de retención de humedad.

Para el caso del área verde C se observa que los valores de λ son prácticamente iguales, pero estos se asemejan a los valores obtenidos bajo el tratamiento de mulch en el área verde A y B, congruentemente con otros valores se observa que el efecto del mulch con mayor tiempo de aplicación no sólo se limita al área aplicada, sino que hay un efecto positivo en los alrededores. Merwin y colaboradores reportaron que el uso de mulch durante 4 años no modificó la retención de humedad, sin embargo, después de 6 años sí observaron un incremento en suelos de huerto (Merwin et al., 1994).

Con los parámetros de las curvas de retención se observó que, si bien el mulch no incrementa considerablemente la porosidad total en los suelos, sí hay un efecto importante en la distribución de tamaño de los poros. El mulch incrementa la cantidad de poros grandes, pero también la cantidad de poros pequeños y medianos. Es decir, el mulch tiene un efecto benéfico al balancear la distribución de poros en el suelo permitiendo una mejor aireación en la zona de raíces, pero también incrementando la retención de humedad de los suelos.

Una mayor retención de humedad en los suelos depende del aumento en la microporosidad, similar a los resultados obtenidos en este estudio, Luna y colaboradores en su investigación de suelos mineros con aplicación de mulch, muestran que con la aplicación de mulch no sólo aumenta la porosidad sino también se modifican el tamaño y la forma de los poros (Luna et al., 2018). De manera similar, estudios en suelos de huertos y suelos urbanos han reportado el incremento de la macro, meso y microporosidad con la aplicación de mulch, modificando la infiltración, la conductividad hidráulica y la disponibilidad de agua (Merwin et al., 1994; Qu et al., 2019). Hasta dónde tenemos información, este es el primer estudio dónde, a partir de modelar las curvas de retención de humedad, se obtiene información sobre cómo el mulch modifica la distribución del tamaño de poros en el suelo, permitiendo ahondar en los beneficios del mulch, no solo en la retención de humedad, sino también mejorando la aireación del suelo.

Una mayor retención de agua en los suelos puede beneficiar a los árboles urbanos al mejorar el crecimiento y establecimiento de los árboles (Appleton et al., 1990; Arnold et al., 2005; Escuer & Vabrit, 2017; Fraedrich & Ham, 1982), el desarrollo de raíces (Merwin et al., 1994; Watson, 1988), la germinación (Siegel-Issem et al., 2005) y la floración (Donk et al., 2011) y reducir el estrés hídrico (Somerville et al., 2020).

Temperatura

A la par de las mediciones de humedad, se instaló también un sensor de temperatura en el horizonte superficial del área verde A y se registró la temperatura en el suelo a lo largo de un año en el sitio con mulch y el sitio bajo pasto (fig. 24). Se registraron en el sitio con mulch menores temperaturas a lo largo del año, así como menores diferencias de temperatura entre el día y la noche. El mulch disminuyó la temperatura del suelo hasta 17°C durante mayo y junio, mientras que aumentó la temperatura del suelo hasta 5°C durante el invierno. El rango promedio de temperatura a lo largo de un año en el sitio bajo pasto es de 10.6 ± 0.6 a 29.6 ± 2.8 °C, en cambio, cuando el suelo está cubierto con mulch el rango promedio resulta mucho más estrecho entre 12.7 ± 0.6 a 21.4 ± 0.6 °C. Por otro lado, a lo largo de un día, el cambio máximo de temperaturas en el sitio con mulch fue de 8 °C mientras que para el sitio bajo pasto fue de 17°C.

En comparación, otros autores han reportado que el mulch disminuye la temperatura del suelo entre 1-6°C (Fraedrich & Ham, 1982; Greenly & Rakow, 1995; Litzow & Pellett, 1983). Para climas más extremos, un estudio en Arizona reporta que el mulch de astillas de pino disminuye la temperatura entre 3-9°C (Singer & Martin, 2008).

En este experimento se observa que el mulch ayuda a regular los cambios de temperatura entre el día y la noche, pero también regula la temperatura a lo largo del año en las diferentes estaciones. La mayoría de los estudios que han monitoreado la temperatura en suelos con mulch, a lo largo del año, coinciden en observar menores temperaturas durante los meses de verano en comparación con los suelos sin mulch (Fraedrich & Ham, 1982; Greenly & Rakow, 1995; Litzow & Pellett, 1983). Son pocos estudios los que han evaluado las diferencias en la temperatura a lo largo del día durante un año completo. Appleton reporta que el mulch disminuye la temperatura máxima hasta 4°C y aumenta la temperatura mínima del día hasta 2°C en la estación más calurosa (Appleton et al., 1990). Los resultados en esta investigación coinciden con este estudio, donde se observa que el uso de mulch homogeniza la temperatura de los suelos entre el día y la noche, así como las fluctuaciones en las diferentes estaciones.

El análisis de esta investigación, para la parte de campo, no considera el efecto de la sombra de la copa del árbol en la temperatura del suelo, que para determinaciones más precisas sería necesario diferenciar del efecto del mulch. Algunos autores han reportado que el mulch de madera en exposición directa al sol puede aumentar las temperaturas en el suelo (Byrne et al., 2008), es posible que el efecto de la copa de los árboles sea fundamental para que sumado a la capa de mulch se obtenga la regulación de la temperatura en los suelos.

La capacidad del mulch para moderar las temperaturas del suelo es una función de sus propiedades térmicas, como el albedo, la densidad aparente, la conductividad térmica y el grosor de la capa de mulch (Singer & Martin, 2008). Las temperaturas del suelo influyen tanto en el tamaño como en la tasa de crecimiento de los árboles (Appleton et al., 1990). El aumento de la temperatura del suelo puede aumentar la evaporación disminuyendo en el suelo el contenido de agua. El mulch al ayudar a controlar la temperatura en el suelo es una herramienta muy útil en ecosistemas de climas extremos con intensa radiación solar (Singer & Martin, 2008).

A- Temperatura

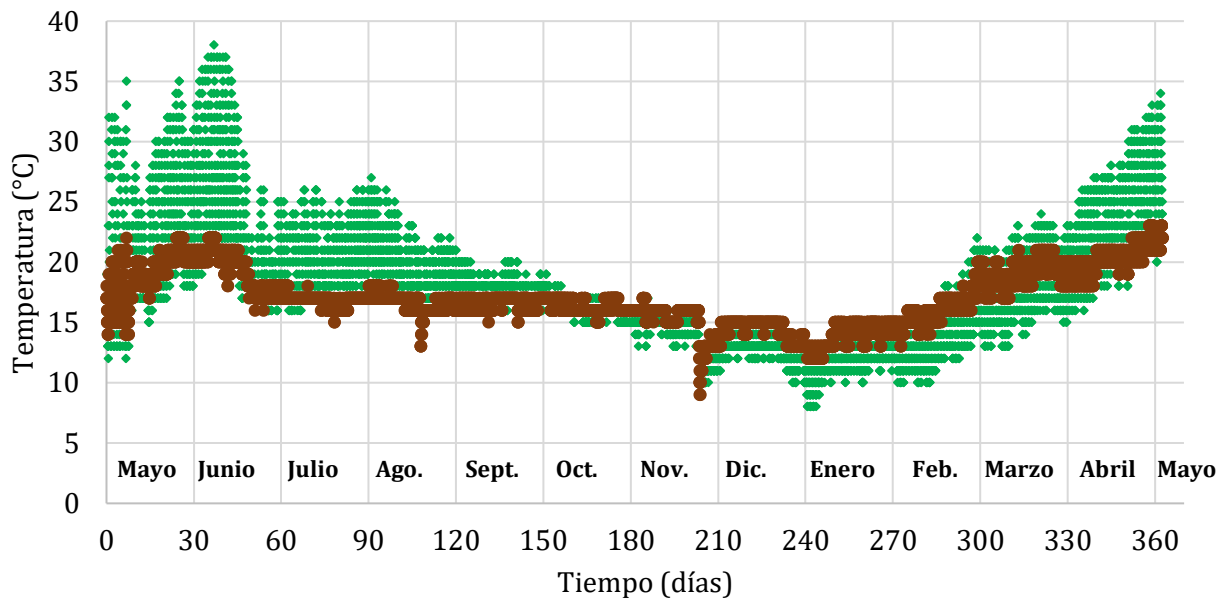


Figura 24. Mediciones diarias de la temperatura del suelo durante un año en el área verde A. La línea café corresponde al suelo con mulch y la línea verde al suelo bajo pasto.

Contenido de nutrientes

En la caracterización a lo largo de los perfiles del suelo se observó, en las tres áreas verdes, que el pH en los horizontes superficiales se acercaba más a la neutralidad, muy posiblemente como consecuencia de la integración de materia orgánica y sus derivados ácidos de descomposición como lo son ácidos húmicos y fúlvicos (fig. 25). Mientras que en los horizontes más profundos se observó una tendencia del pH a la alcalinización, alcanzando valores de pH=8.5. En estos horizontes más profundos el pH que predomina es el que tendrían los materiales utilizados para rellenar el área verde, por ejemplo, residuos de construcción. Se ha reportado que los materiales de construcción incrementan el pH del suelo debido a la lixiviación de cationes básicos (Qu et al., 2019).

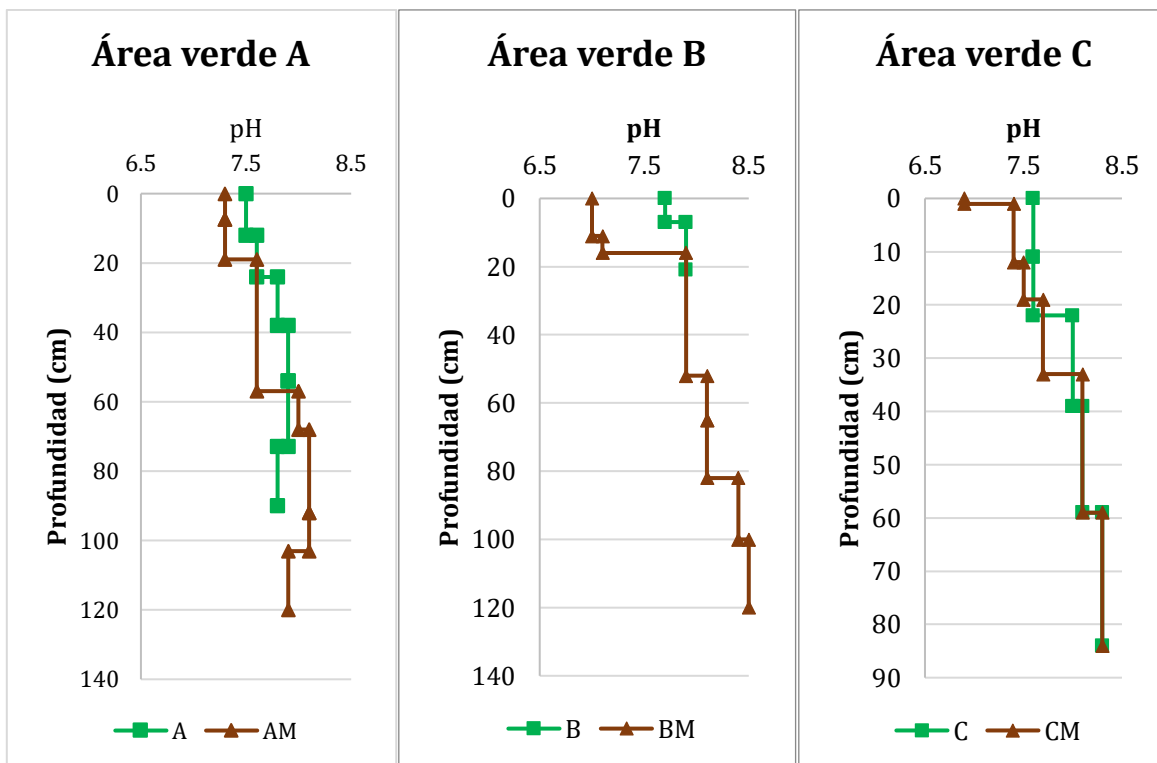


Figura 25. Valores de pH del suelo a lo largo del perfil en las 3 áreas verdes (A, B y C). Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.

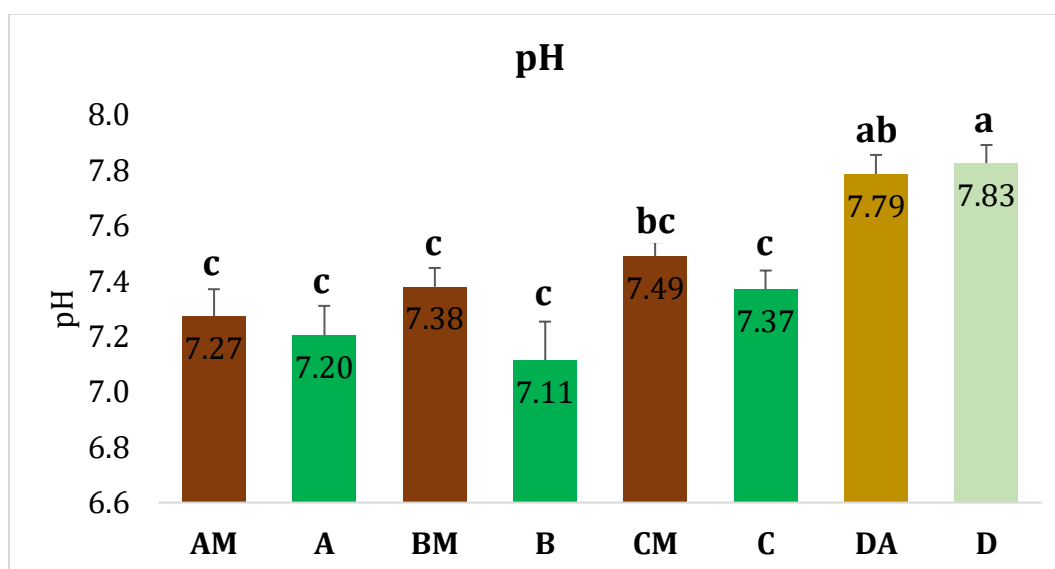
Como el principal efecto del mulch se observó en el horizonte más superficial, se complementaron estas primeras mediciones de pH realizando un muestreo con mayor número de sitios dentro de las áreas verdes A, B, C y el sitio control sin mulch D.

Se observó en los suelos con mulch en las áreas verdes A, B y C una ligera tendencia a aumentar los valores de pH con respecto a los sitios en pasto, sin embargo, no se observó una diferencia significativa (fig. 26). En cambio, comparados con los valores de pH obtenidos en el área verde D, que nunca ha recibido mulch, sí se observó significativamente la disminución del pH en los sitios con mulch. Mientras que en el sitio D los valores son alcalinos cercanos a 8 en las otras áreas verdes los valores de pH permanecen entre 7 y 7.5.

Estudios anteriores que han evaluado la influencia del mulch en suelos urbanos, de jardines y de huertos han reportado resultados muy diversos. La mayoría de los autores coinciden en no observar ningún cambio significativo en el pH (Greenly & Rakow, 1995; Qian et al., 2015; Qu et al., 2019; G. Watson & Kupkowski, 1991). Otros autores reportan un incremento del pH atribuido al deslave de cationes y descarboxilación de aniones orgánicos. Sus estudios coinciden en que los suelos antes del tratamiento presentan valores ácidos entre 5-6.5 y después de añadir mulch no exceden de un pH mayor a 7.5 (do Carmo et al., 2016; Escuer & Vabrit, 2017; Shepherd & Pickering, 2000). Un grupo adicional ha reportado una disminución del valor de pH al aplicar mulch en suelos con pH mayores a 7 (Billeaud & Zajicek, 1989; Oldfield et al., 2014). Los resultados en este

trabajo coinciden con estos reportes. Es importante mencionar que en ningún estudio anterior se ha evaluado la influencia del mulch durante tanto tiempo (5-20 años). Considerando en conjunto las investigaciones anteriores y nuestros hallazgos, los resultados sugieren que el efecto del mulch en el pH del suelo depende del material del mulch, del tipo de suelo y del tiempo de aplicación.

Los valores de pH más bajos son consecuencia de una mayor cantidad de ácidos orgánicos, como los ácidos fenólicos resultado de la descomposición de la madera del mulch (Chalker-Scott, 2007), pero también del incremento de organismos en el suelo, como se detallará más adelante. Al igual que en otras propiedades del suelo, observamos que el mulch no solo limita su efecto directamente al sitio aplicado, sino que tiene un efecto benéfico en las zonas aledañas. En los sitios de pasto a un lado del mulch, no solo se observa el efecto lateral benéfico del mulch, sino que a esto se suma la actividad de las raíces del pasto que al liberar H⁺ acidifican aún más el pH del suelo (Kamprath & Smyth, 2005).



	Árbol + mulch
	Pasto al lado de mulch
	Árbol (control)
	Pasto (control)

Figura 26. Valores de pH promedio (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=12). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

Con el objetivo de evaluar los efectos del mulch en las áreas verdes a pesar de su heterogeneidad, se analizó el pH del suelo agrupando todos los sitios con mulch y comparándolos con los sitios de pasto a un lado del mulch y los sitios sin mulch bajo árbol y bajo pasto. En la figura 27 se puede observar que los sitios en pasto a un lado del mulch y bajo mulch son aquellos que presentan menores valores de pH, mientras

los sitios que nunca han recibido mulch presentan valores alcalinos característicos de los suelos urbanos.

La alcalinidad es un problema común de los suelos urbanos (Pouyat et al., 2010; Yang & Zhang, 2015). Por lo mismo, la reducción de los valores de pH en estos suelos es de gran relevancia. En un entorno más ácido, la disponibilidad de nutrientes aumenta, por lo que se espera un mayor contenido de nutrientes en el tratamiento de mulch (Huang et al., 2011; Miller, 2016; Weil & Brady, 2017).

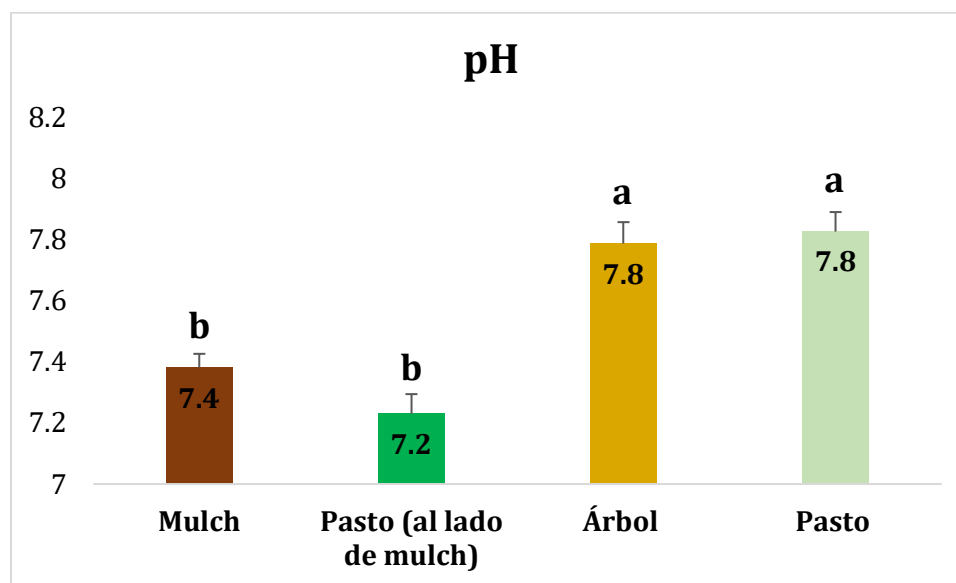


Figura 27. Valores de pH promedio (+EE) para los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch $n=36$, árbol y pasto $n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$).

En las mediciones de la conductividad eléctrica a lo largo del perfil, se obtuvieron mayores valores en los horizontes superficiales con mulch en las tres áreas verdes estudiadas. La conductividad eléctrica en estos suelos alcanzó valores hasta de $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$. El tratamiento con mulch parece incrementar el contenido de iones solvatados en la solución del suelo (fig. 28). De manera análoga al pH se complementaron estas observaciones realizando un muestreo mayor para el horizonte superficial.

En el muestreo más extenso se corroboró que los valores más altos de conductividad eléctrica se encuentran en suelos con mulch (fig. 29). Este comportamiento se observó para las áreas verdes A y C, indicando que la concentración de iones en la solución del suelo es mayor en presencia de mulch, lo que puede indicar una mayor concentración de nutrientes. Resultados similares han sido confirmados por otros autores (Carmo et al., 2016; do Carmo et al., 2016; Escuer & Vabrit, 2017).

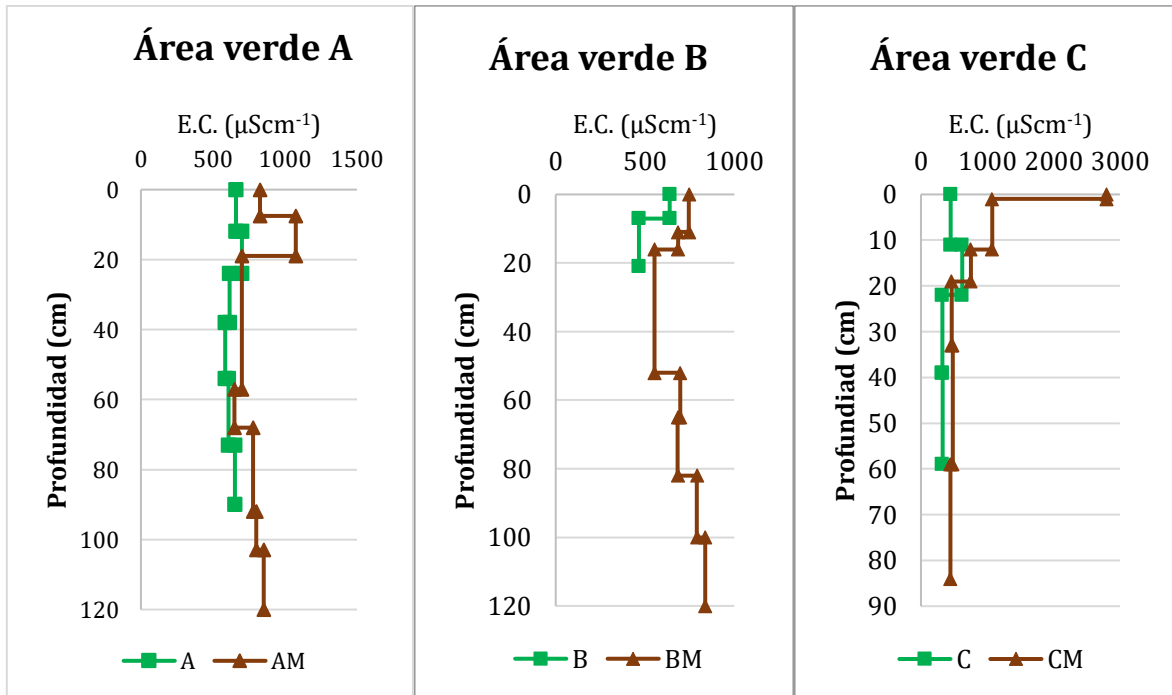
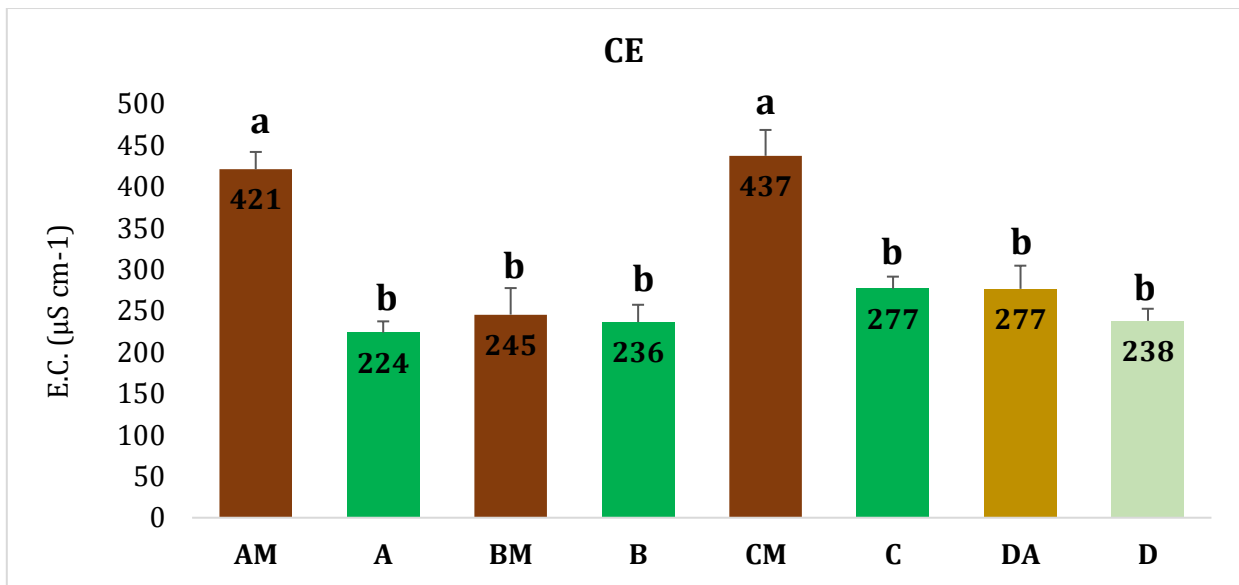


Figura 28. Valores de conductividad eléctrica del suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.



Árbol + mulch
Pasto al lado de mulch
Árbol (control)
Pasto (control)

Figura 29. Valores de conductividad eléctrica promedio ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos ($n=12$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

Sin embargo, no se observó un aumento significativo de la C.E. en el sitio con mulch del área verde B, de manera similar al comportamiento en las determinaciones de densidad aparente o porosidad, en el sitio B no parece tener efecto el tratamiento de mulch. Los sitios bajo pasto presentaron valores de C.E. similares a los del sitio control D. Como se corroborará más adelante, esto refleja que el área verde B contiene menor cantidad de materia orgánica y nutrientes.

En este caso, a diferencia de las mediciones de pH no se observó que el efecto del mulch se esparciera a los sitios de pasto. Se observó también que entre los dos sitios control del área verde D, bajo árbol y bajo pasto, hay una tendencia de mayores valores de C.E. en los suelos bajo árbol. Esto nos podría explicar como en los sitios de pasto por la absorción de nutrientes y consecuente liberación de protones a la solución del suelo a través de las raíces de pasto se observan valores más ácidos de pH, pero a su vez menores valores de conductividad eléctrica al disminuir la cantidad de cationes como Ca^{2+} , Mg^{2+} o Na^+ . Los valores de C.E. encontrados en este trabajo están por debajo del rango crítico establecido de $2000 \mu\text{Scm}^{-1}$ para el crecimiento adecuado de la mayoría de las plantas ornamentales (Kotuby-Amacher et al., 2000). Con los resultados obtenidos para los suelos con mulch, con una mayor C.E. y valores menores de pH, se espera que estos suelos presenten un mayor contenido de nutrientes.

Para confirmar los resultados obtenidos se determinó el contenido de nutrientes en las áreas verdes A, B y C a lo largo del perfil. Se determinó el contenido de carbono total (fig.30), nitrógeno total, fósforo y los cationes intercambiables (anexo 2). Para todas las determinaciones se observó la misma tendencia por lo que sólo se exponen las gráficas para carbono total.

Para el área verde A y C en el primer horizonte se obtuvo mayor concentración de nutrientes en los suelos bajo mulch (fig. 30). A partir del segundo horizonte la concentración de nutrientes disminuye alrededor de la mitad del valor en superficie y permanecen en estos valores hasta el último horizonte. En el área verde B no incrementó la concentración de nutrientes en presencia de mulch, para ambos tratamientos se obtuvieron bajas concentraciones en superficie, los valores a profundidad fueron similares a las otras áreas verdes sin mulch. Estos resultados son congruentes con el estudio de Qu y colaboradores, quienes también reportan un mayor incremento de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio en los primeros 10 cm del suelo al añadir mulch (Qu et al., 2019).

Dado que el efecto principal del mulch se observó en superficie, se compararon las concentraciones de carbono total, carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo disponible, el índice C/N, y los cationes de sodio, calcio, potasio y magnesio en el horizonte superficial de las 4 áreas verdes estudiadas (A-D).

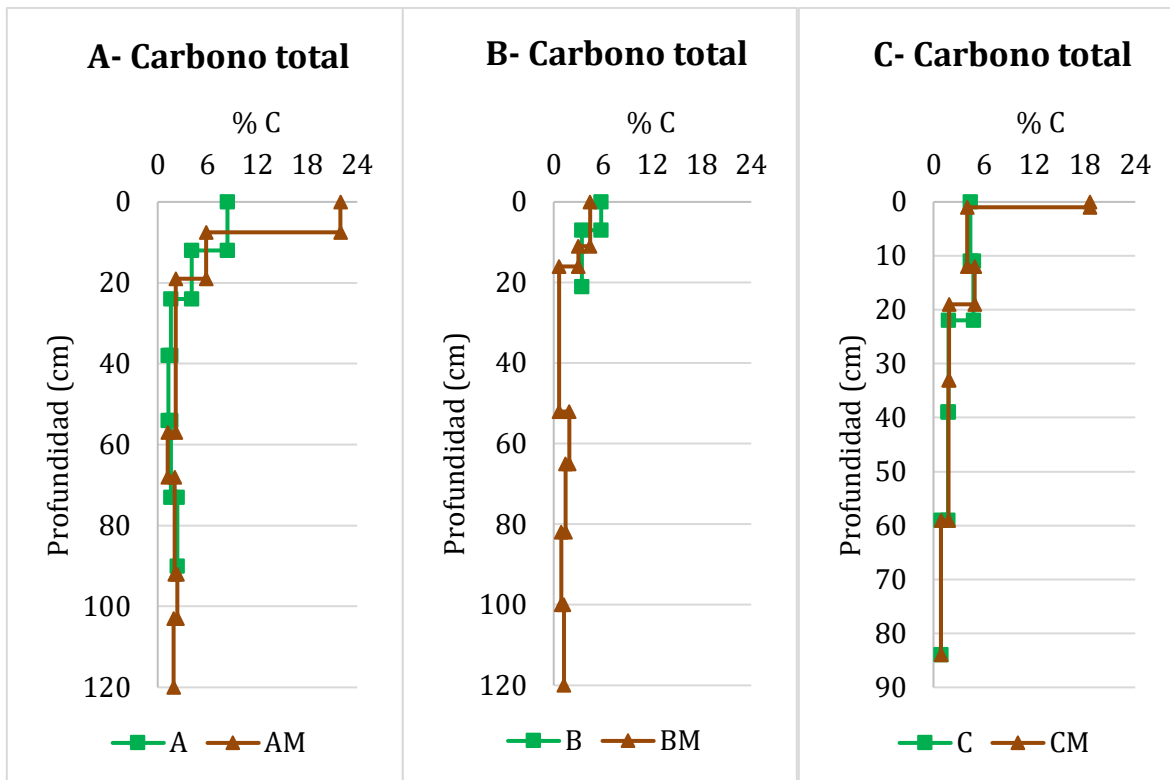


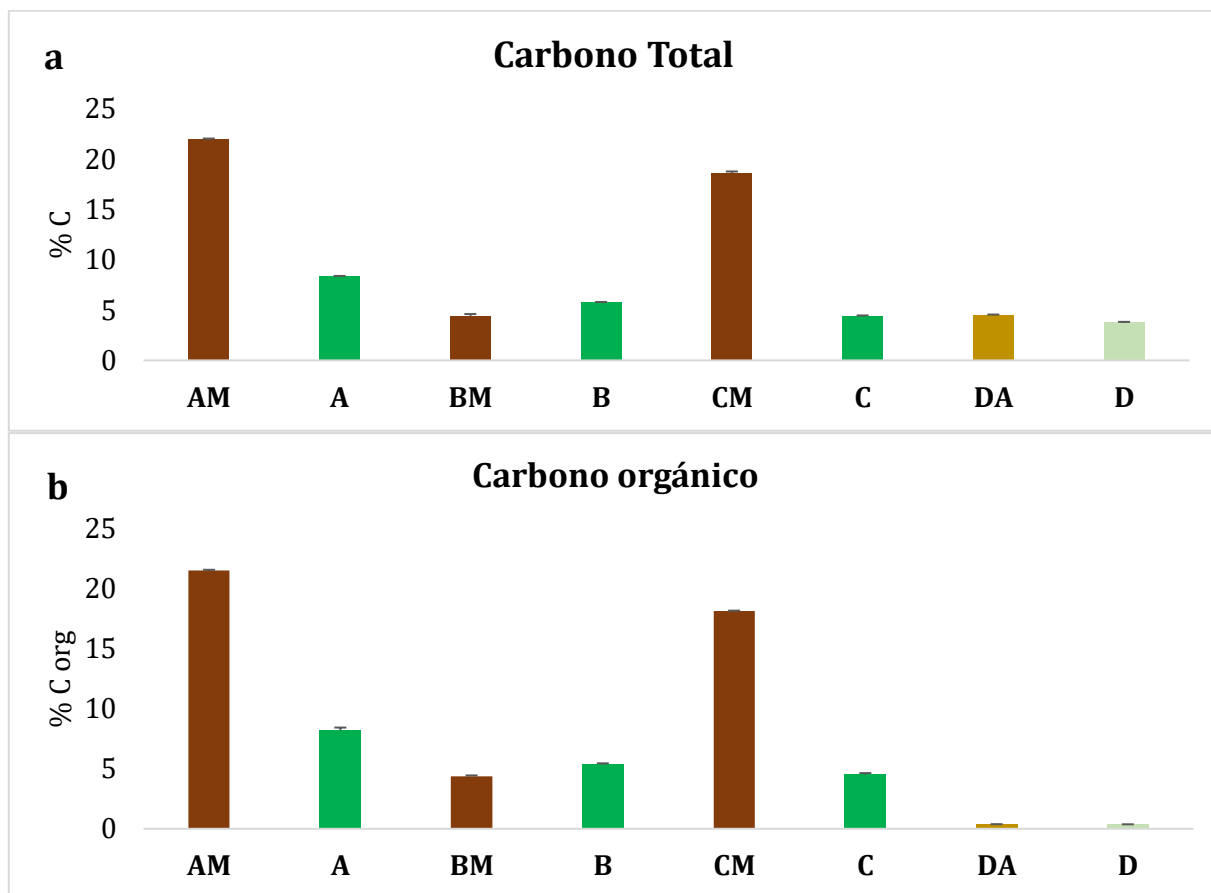
Figura 30. Contenido de carbono total en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.

Para el caso del carbono total se observó mayor contenido en los tratamientos con mulch en el área A y C (fig. 31 a). Mientras que en el área B, la de mayor intensidad de uso, no se observó una diferencia significativa entre los dos tratamientos. El contenido de carbono en este sitio presentó valores similares al sitio control D. Estos resultados refuerzan las observaciones en sitios con mucho tránsito humano donde los suelos presentan contenidos bajos de carbono debido a la compactación (Cakir et al., 2010; Jim, 1987; Sarah & Zhevelev, 2007).

El contenido de carbono orgánico, como se puede observar en la figura 31 b, también fue mayor en los suelos con tratamiento de mulch en las áreas verdes A y C, alrededor del 20% que es considerado una concentración muy alta (Hazelton & Murphy, 2016). Estos resultados coinciden con otras investigaciones donde se ha observado un incremento en la materia orgánica y en el carbono total al aplicar mulch en el suelo (Escuer & Vabrit, 2017; Merwin et al., 1994; Ni et al., 2016; Oldfield et al., 2014).

En las áreas verdes A, B y C las concentraciones de carbono orgánico fueron muy similares a las de carbono total, es decir, que el carbono en estos suelos proviene principalmente de fuentes orgánicas como pudiera ser el mulch y otros residuos orgánicos como hojas, raíces y organismos del suelo. En cambio, en el área verde D, donde nunca se ha agregado mulch, sí hubo una diferencia mayor entre las

concentraciones de carbono total y orgánico, indicando que el carbono en este sitio se encuentra principalmente en forma de carbonatos. Cabe resaltar que en el área verde D sin mulch se registraron los valores de pH más elevados, en parte debido a los bajos contenidos de ácidos orgánicos, lo que favorece la formación de carbonatos en el suelo incrementando la proporción de carbono inorgánico en el suelo (Guo et al., 2016).



Árbol + mulch
Pasto al lado de mulch
Árbol (control)
Pasto (control)

Figura 31. Concentraciones promedio de carbono total (a) y carbono orgánico (b) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (%)(+EE)(n=2).

En este estudio, observamos que el mulch aumenta el contenido de carbono orgánico a más del doble de la concentración en los sitios bajo pasto. Este resultado es muy relevante en el contexto de los suelos urbanos ya que el incremento de la materia orgánica mejora la calidad del suelo al disminuir el pH, aumentar la capacidad de intercambio catiónico, mejorar la distribución del espacio poroso, la formación de agregados y la solubilidad de nutrientes importantes para el desarrollo de vegetación (Martínez H et al., 2008; Scharenbroch, 2009).

En cuanto al contenido de nitrógeno total, en las áreas verdes A y C, se obtuvo mayor concentración en los sitios con mulch en comparación con los sitios bajo pasto (fig. 32a). Resultados similares han sido obtenidos por algunos autores para suelos con mulch en jardines urbanos y huertos (Qu et al., 2019). Ni y colaboradores puntualizan que en los suelos con pasto el contenido de nitrógeno es menor debido a la competencia por los nutrientes entre el pasto y las plantas (Ni et al., 2016). De forma similar a la concentración de carbono, en el área verde B no se observó diferencia entre el tratamiento con y sin mulch.

En el sitio control D se obtuvieron altos valores de nitrógeno sin la aplicación de mulch. Es posible que, o bien, este sitio haya recibido algún aporte de nitrógeno externo, como podría ser la aplicación de algún fertilizante o, por otra parte, que la descomposición del mulch requiera un mayor número y actividad de microorganismos. Como se detallará más adelante, la numerosa cantidad de organismos desintegradores observados en el mulch son evidencia de la actividad en la fauna edáfica. La actividad de los organismos del suelo podría causar una deficiencia de nitrógeno particularmente en un mulch con alto contenido de celulosa, ya que la descomposición de las especies de madera dura requiere más nitrógeno que las especies de madera blanda (Allison & Murphy, 1963).

Billeaud y Zajicek mencionan que la pequeña cantidad de nitrógeno suministrada por el material del mulch en descomposición es absorbida y asimilada fácilmente por los microorganismos del suelo sin lograr un aumento considerable del nitrógeno en el suelo (Billeaud & Zajicek, 1989). Otros autores reportan este déficit de nitrógeno como algo temporal recién se aplica el mulch, siendo que más tarde, al descomponerse el mulch liberará nutrientes recuperando el balance (Gilman et al., 1990; G. Watson & Kupkowski, 1991). En esta investigación después de 20 años sí hay mayores cantidades de nitrógeno en comparación con los sitios con menor tiempo de aplicación de mulch, no obstante, en ambos casos se obtuvieron menores cantidades de nitrógeno que en el sitio control sin mulch. En los sitios estudiados no es preocupante ya que la cantidad de nitrógeno total en todos los suelos supera el 0.25% considerándose como una cantidad alta (Hazelton & Murphy, 2016), pero en sitios menos favorecidos la escasez de nitrógeno pudiera ocasionar limitantes para el crecimiento de la vegetación.

El índice C/N fue más alto en las áreas verdes A y C bajo el tratamiento con mulch (fig. 32b). Mientras que en las áreas verdes B y D éste índice presentó valores menores. El índice C/N nos indica propiedades en la composición de la materia orgánica, con valores bajos se trata de materia orgánica mucho más lábil de fácil descomposición. El mulch incrementa los contenidos de materia orgánica de descomposición lenta incrementando la relación C/N, sin embargo, aún en los tratamientos con mulch este valor oscila entre 10-15, indicándonos que es materia orgánica lábil que debe ser considerada en el reservorio activo de materia orgánica (Hazelton & Murphy, 2016; Weil & Brady, 2017).

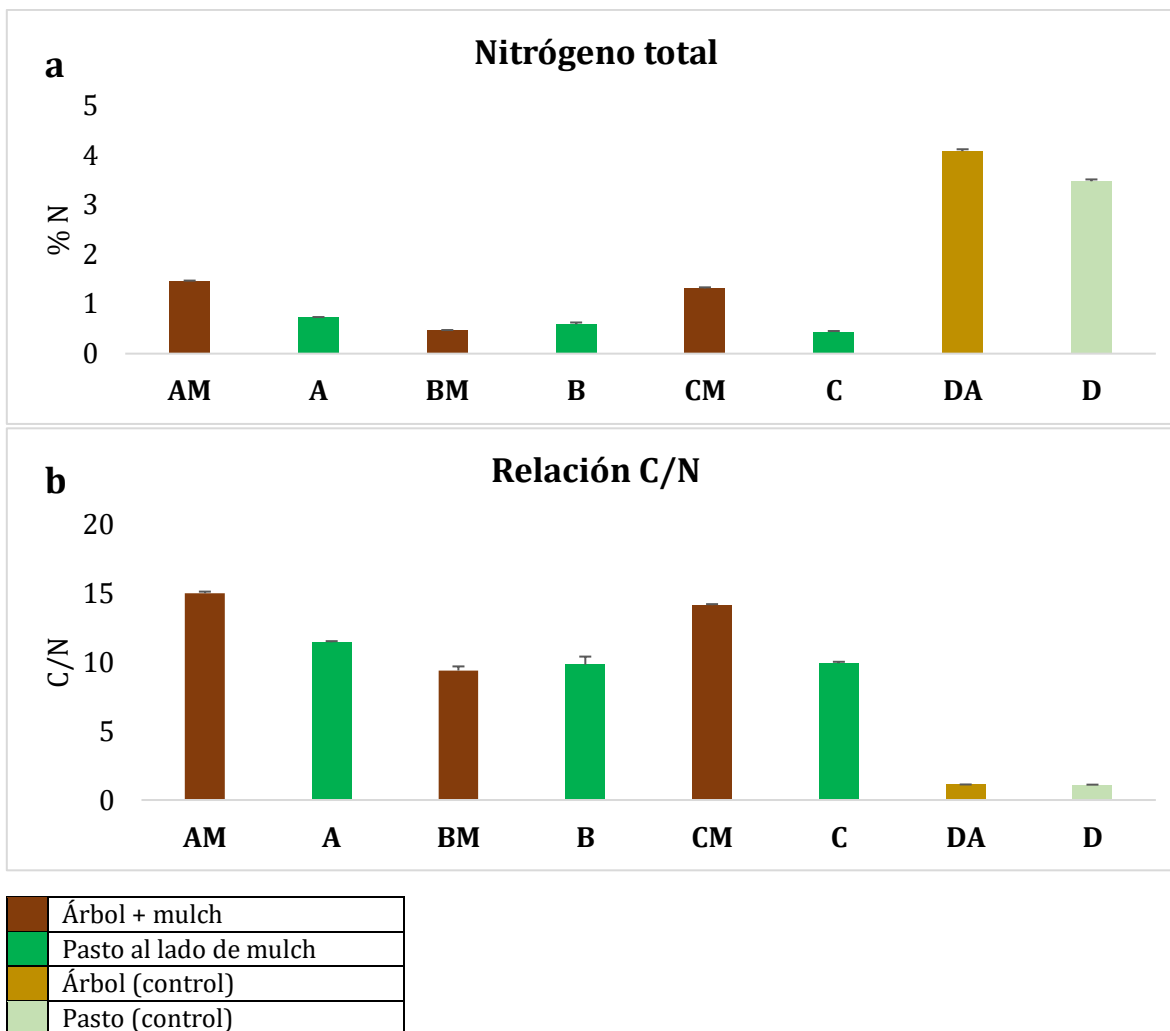


Figura 32. Concentraciones promedio de nitrógeno total (a) y relación C/N (b) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (+EE)(n=2).

Al igual que en el contenido de nitrógeno y carbono, las concentraciones del fósforo disponible fueron mayores en los tratamientos con mulch en el área A y C (fig. 33). Mientras que en el área B, la de mayor intensidad de uso, no se observó diferencia significativa entre los dos tratamientos, presentando valores similares al sitio control D bajo árbol. El sitio con menor concentración de fósforo fue en el área verde D en el sitio bajo pasto.

En los sitios con mulch se encontraron concentraciones mayores a 25 mg/kg que son consideradas concentraciones muy altas de fósforo, en el sitio control sin el tratamiento de mulch las concentraciones se encuentran en el rango de 17-25 mg/kg, considerándose concentraciones altas de fósforo (Hazelton & Murphy, 2016). Estudios anteriores con mulch en suelos urbanos han reportado un incremento en el fósforo disponible, aunque presentaron concentraciones menores (Qian et al., 2015; Qu et al., 2019). Do Carmo reporta que el mulch puede aportar a la solución del suelo hasta 440mg/kg (do Carmo et al., 2016), mientras que Fite y colaboradores reportan

distintos aportes de fósforo dependiendo de la textura del suelo y del material del mulch (Fite et al., 2011).

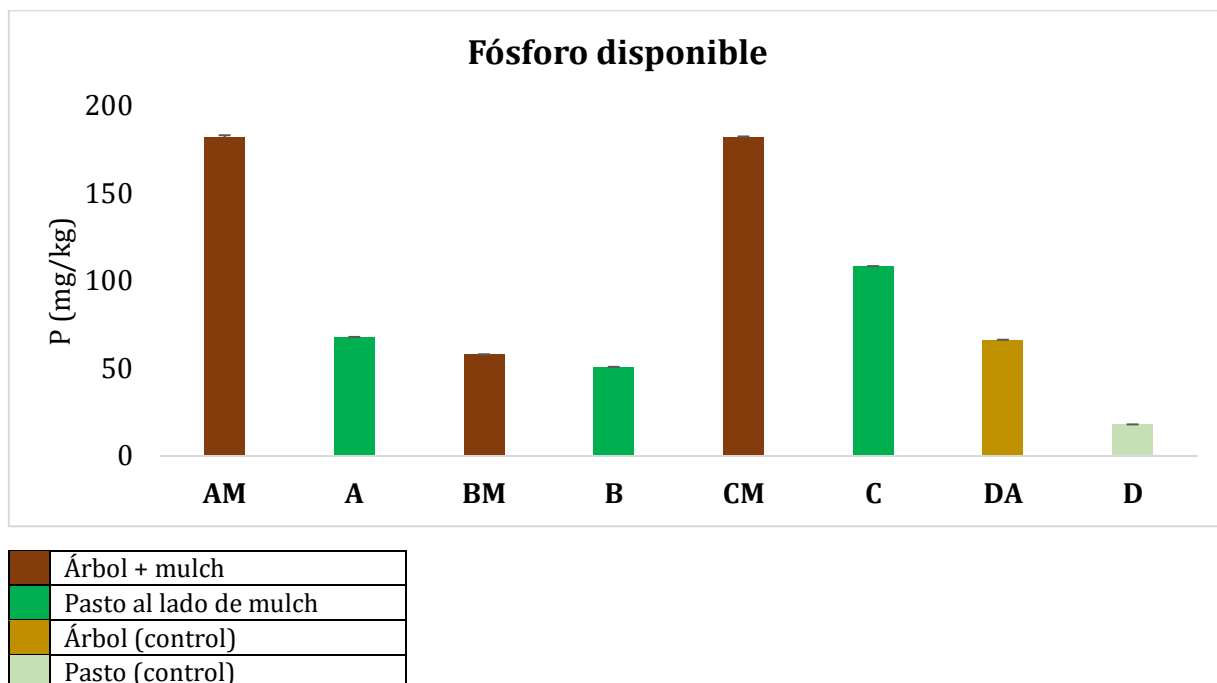
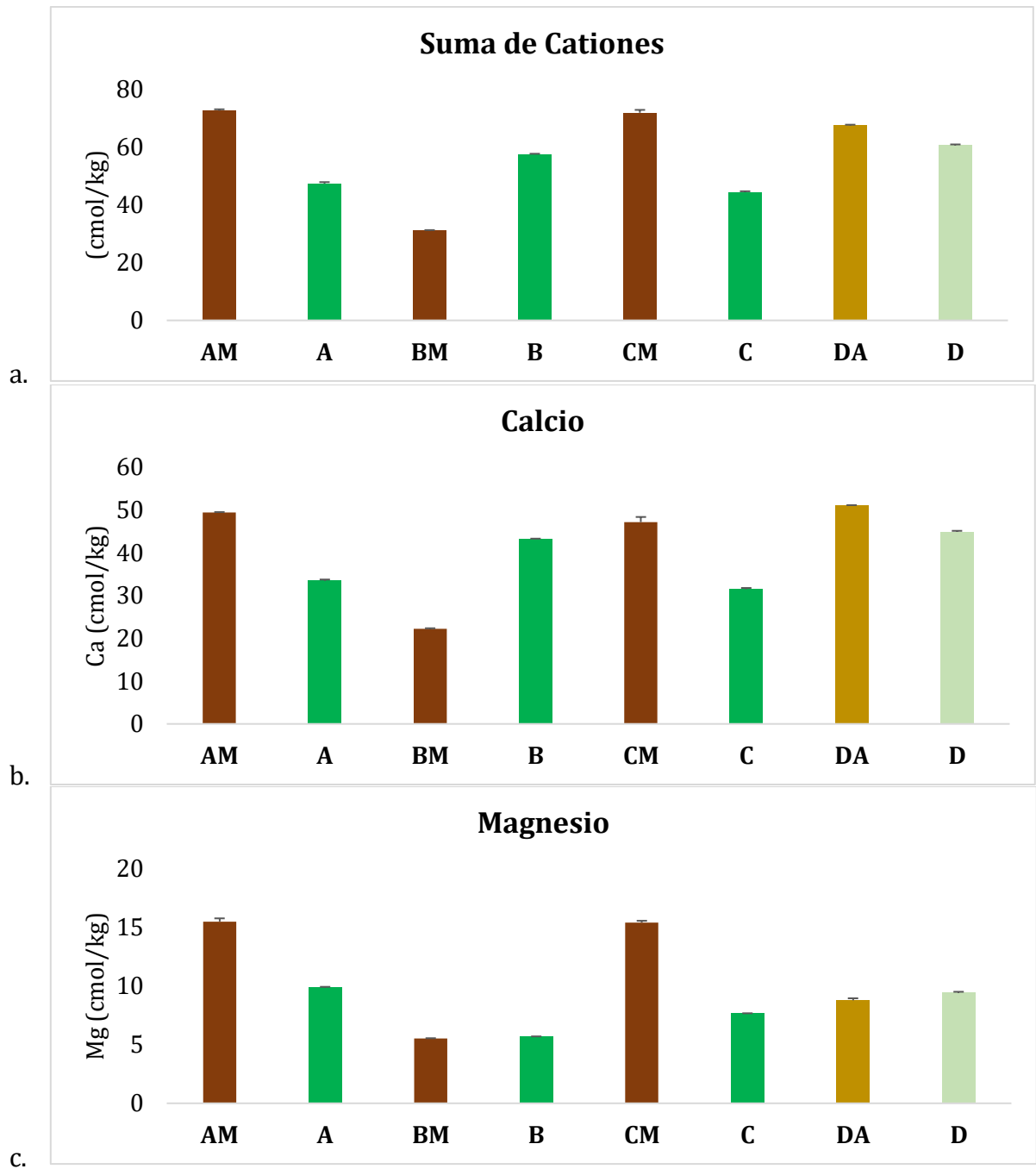


Figura 33. Concentración promedio de fósforo disponible en el suelo (mg/kg) (+EE) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2).

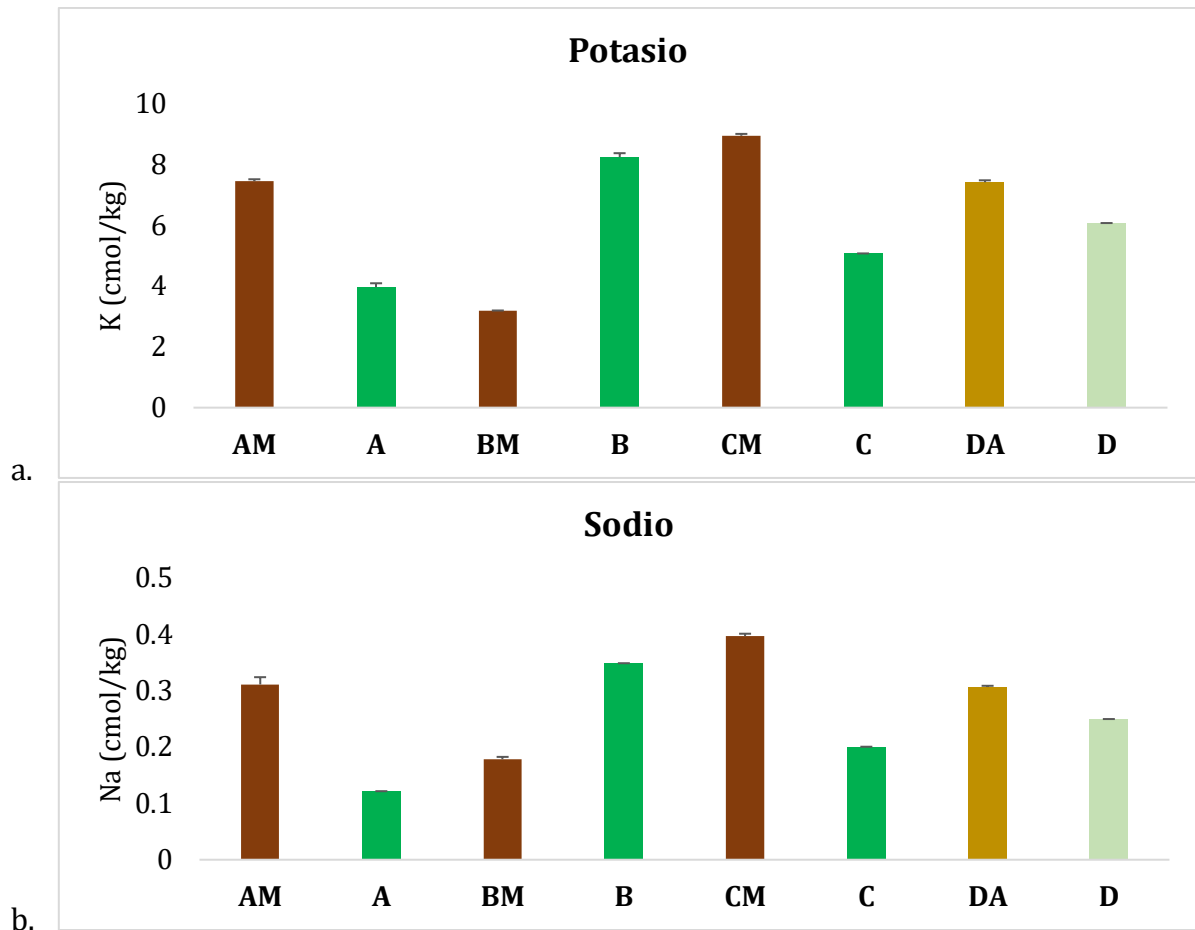
De manera general, la concentración total de cationes fue mayor en los sitios con mulch en las áreas verdes A y C (fig. 34 a). En el caso del área verde B, contrario a lo que se esperaba, la mayor concentración de cationes se presentó en el suelo bajo pasto. El área verde D presentó concentraciones elevadas de cationes, en valores similares a los del tratamiento con mulch. Como se mencionó anteriormente para el caso del nitrógeno, es posible que se haya adicionado en el sitio D fertilizante recientemente, o bien que debido a los valores de pH elevados se inmovilicen los cationes en el suelo en forma de carbonatos aumentando su concentración en este sitio (Escuer & Vabrit, 2017).

En todos los suelos predominó en mayor concentración el calcio, seguido de magnesio, potasio y en menor concentración sodio (fig. 34 y 35). En el área verde A y C los tratamientos con mulch presentaron mayores concentraciones de todos los cationes. Estos resultados coinciden con otras investigaciones que han observado al aplicar mulch en los suelos un incremento en las concentraciones de calcio (Fite et al., 2011), magnesio (Luna et al., 2018) y potasio (Fraedrich & Ham, 1982; Shepherd & Pickering, 2000). Las concentraciones obtenidas para estos cationes se encuentran dentro de los límites aceptables para el desarrollo de la vegetación (Hazelton & Murphy, 2016; Huinink, 1998).



Árbol + mulch
Pasto al lado de mulch
Árbol (control)
Pasto (control)

Figura 34. Concentración promedio (cmol/kg) (+EE) de cationes en el suelo (a), de calcio (b) y de potasio (c) para las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2).



Árbol + mulch
Pasto al lado de mulch
Árbol (control)
Pasto (control)

Figura 35. Concentración promedio (cmol/kg) (+EE) de potasio (a) y de sodio (b) en el suelo de las cuatro áreas verdes estudiadas en sus diferentes tratamientos (n=2).

A diferencia de estudios anteriores (Luna et al., 2018), los resultados que obtenidos muestran que el contenido de sodio incrementa al añadir mulch. No obstante, los valores alcanzados no representan un impedimento para el desarrollo de la vegetación (Hazelton & Murphy, 2016).

En el área verde B se observó un comportamiento distinto, las concentraciones de calcio, sodio y potasio fueron mayores en los sitios bajo pasto. Las concentraciones de magnesio no presentaron diferencias entre el sitio de mulch y el sitio bajo pasto. Sólo para el caso del potasio se ha reportado que el pasto puede presentar concentraciones mayores que los suelos con mulch (Qian et al., 2015; Qu et al., 2019).

Al analizar en conjunto todos los resultados, observamos que, a pesar de que los suelos bajo mulch del área verde A y C presentaron menores valores de pH, se observó una buena concentración de bases intercambiables (Hazelton & Murphy, 2016),

presentando valores incluso mayores que los del área verde D donde se encontraron los valores de pH más básicos. El cambio de pH es un factor clave que regula la solubilidad y disponibilidad de nutrientes en el suelo (Miller, 2016).

El aumento en los valores de C.E. del suelo puede explicarse por los aportes de nutrientes y sales contenidos en el mulch. La adición de mulch al suelo cambió la magnitud de los procesos de solubilización, sorción y mineralización en el suelo, influyendo en las cantidades de iones que determinan la C.E. del suelo. Las tasas de mineralización de la materia orgánica del suelo son factores que regulan las cantidades de iones en la fase líquida, así como los valores de C.E. del suelo (do Carmo et al., 2016).

El cambio favorable en los nutrientes disponibles debido al mulch orgánico se puede atribuir a una mayor actividad biológica en el suelo, dando como resultado la mineralización de la materia orgánica que conduce a un mayor contenido de nutrientes. Estas conclusiones se reforzarán con los resultados de macrofauna edáfica. El incremento de nutrientes debido a la aplicación de mulch se ha relacionado con un mejor crecimiento de vegetación ornamental (Escuer & Vabrit, 2017; Ferrini et al., 2008; Ni et al., 2016; Qu et al., 2019).

El área verde B, al igual que con otras propiedades estudiadas, no responde de la misma manera bajo el tratamiento con mulch. Mientras que en la porosidad, densidad aparente y retención de humedad no se observa una diferencia entre ambos tratamientos, para el caso de la concentración de nutrientes esta disminuye en el tratamiento con mulch. Cabe mencionar que el suelo en esta área verde es el que presenta mayor proporción de arena, otros autores han observado en suelos arenosos una menor concentración de nutrientes a pesar de añadir mulch (Fite et al., 2011). La discusión sobre la dinámica en este sitio se retomará en las observaciones de biodiversidad edáfica.

Biodiversidad edáfica

Finalmente, evaluamos la biodiversidad edáfica cuantificando la densidad de macrofauna en los suelos. Para las tres áreas verdes se observó mayor densidad de organismos en el tratamiento con mulch, destacando que, el área verde C es la que presentó la densidad más alta, seguida del área verde A y finalmente del área verde B (fig. 36). La mayor densidad de organismos en los sitios con mulch se debe, probablemente, a una textura del suelo más fina y un mayor contenido de materia orgánica del suelo, que conserva de manera más eficiente la humedad y la temperatura del suelo proporcionando condiciones favorables para el crecimiento de fauna edáfica (Donnelly et al., 1990; Vauramo & Setälä, 2011).

El sitio con mayor tiempo recibiendo mulch es el que presentó mayor cantidad de organismos edáficos. En estudios anteriores se ha reportado un comportamiento similar en suelos urbanos para lombrices y hormigas (Vergnes et al., 2017). La baja

densidad de organismos edáficos en los suelos urbanos jóvenes probablemente se deba a una combinación de la falta de tiempo para la colonización de organismos de las áreas circundantes y la incapacidad del suelo para proporcionar un hábitat adecuado (Smetak et al., 2007). Como se observó en este estudio, los suelos con mayor tiempo recibiendo mulch son los que presentan mayor contenido de materia orgánica, menor densidad aparente, mayor porosidad y mejor retención de humedad.

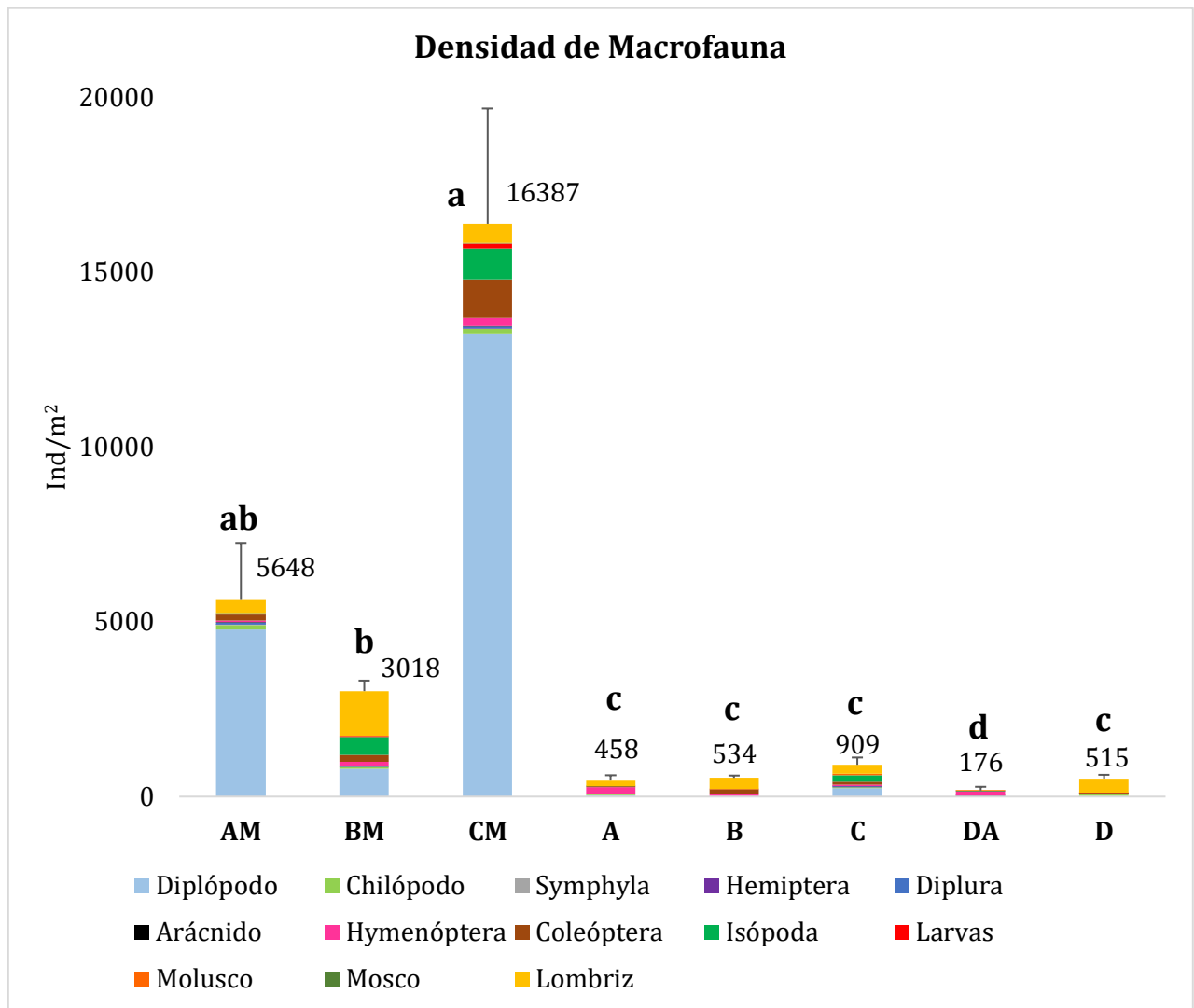


Figura 36. Densidad promedio de la macrofauna del suelo (Ind/m²) (+EE) por taxones en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto (n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer (p < 0.05).

Todos los sitios con pasto presentaron densidades similares, resaltando el sitio C donde se observó ligeramente mayor densidad de macrofauna con una tendencia similar al sitio CM. Es posible que esta área verde que ha recibido durante mayor tiempo el tratamiento con mulch, se beneficie no solo el sitio directo de aplicación sino también sus alrededores. El sitio en el área verde D bajo árbol sin mulch (DA) fue el que presentó menor densidad de macrofauna.

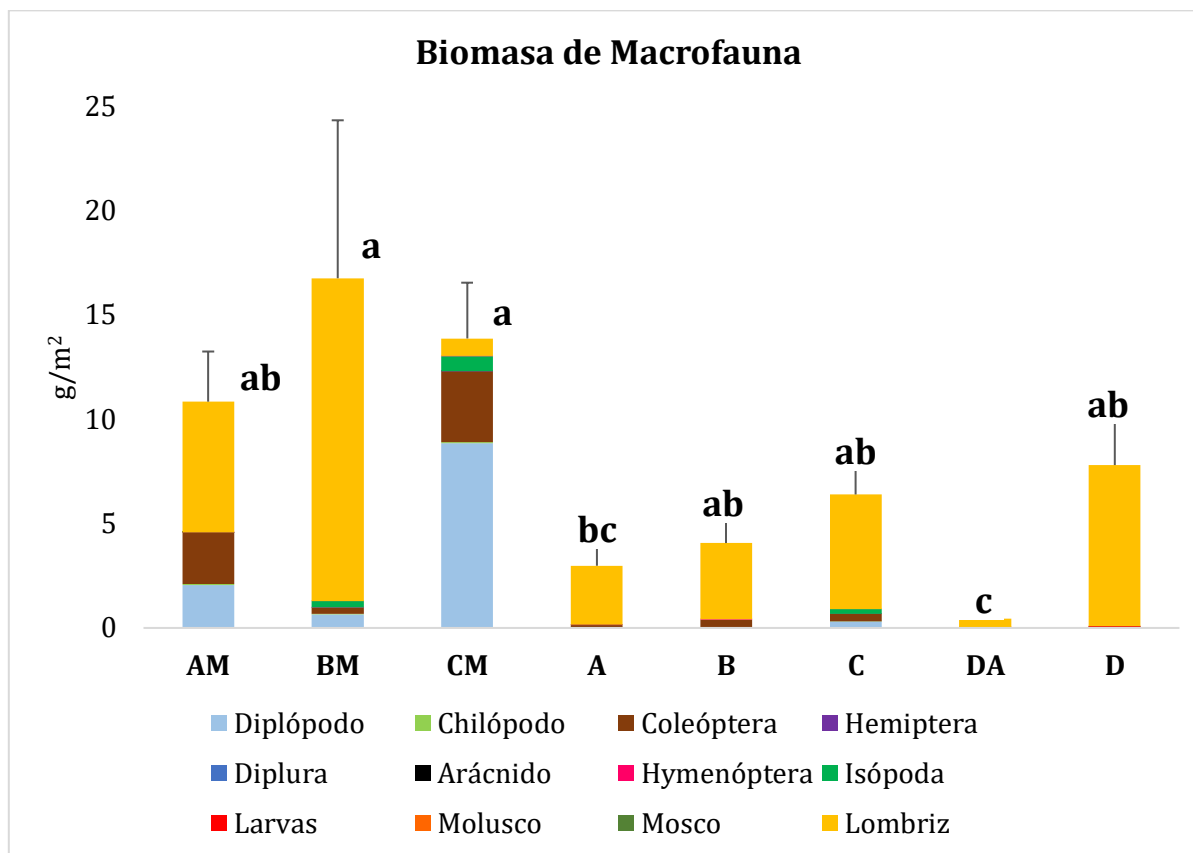


Figura 37. Biomasa promedio de la macrofauna del suelo (g/m^2) (+EE) por taxones en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto ($n=5$). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey-Kramer ($p < 0.05$).

En total se identificaron 13 grupos de organismos: diplópodos, chilópodos, symphila, hemiptera, diplura, arácnidos, hymenóptera, coleóptera, isópoda, molusco, moscos, larvas no identificadas y lombrices. Estos grupos han sido identificados en otros suelos urbanos obteniendo proporciones similares (Bao-ming et al., 2012; Jordan & Jones, 2007; Philpott et al., 2014; Santorufo et al., 2012). En las áreas verdes A y C en los sitios con mulch se encontraron mayoritariamente diplópodos, en todos los sitios bajo pasto y el sitio con mulch del área verde B predominaron las lombrices y en el sitio bajo árbol del área verde D predominaron los hymenóptera (fig.36). La presencia mayoritaria de diplópodos en los sitios bajo mulch puede ser consecuencia de los altos contenidos de

calcio en estos suelos. En otros suelos urbanos se ha observado una correlación positiva entre la disponibilidad de calcio y la abundancia de miriápodos que requieren calcio para la formación de su exoesqueleto (Smith et al., 2006).

La biomasa de la macrofauna también fue mayor en los sitios con mulch, encontrándose la mayor biomasa de macrofauna en el área verde B en el sitio con mulch. Todos los sitios con pasto presentaron una biomasa similar, en cambio, el sitio sin mulch en el área verde D bajo árbol presentó una biomasa mucho menor con respecto a todos los demás sitios. En el caso de la biomasa, en casi todos los sitios la mayor proporción correspondió a la biomasa de lombrices, excepto en el sitio con mulch en el área verde C, donde fue mayor el aporte de biomasa de los diplópodos (fig. 37).

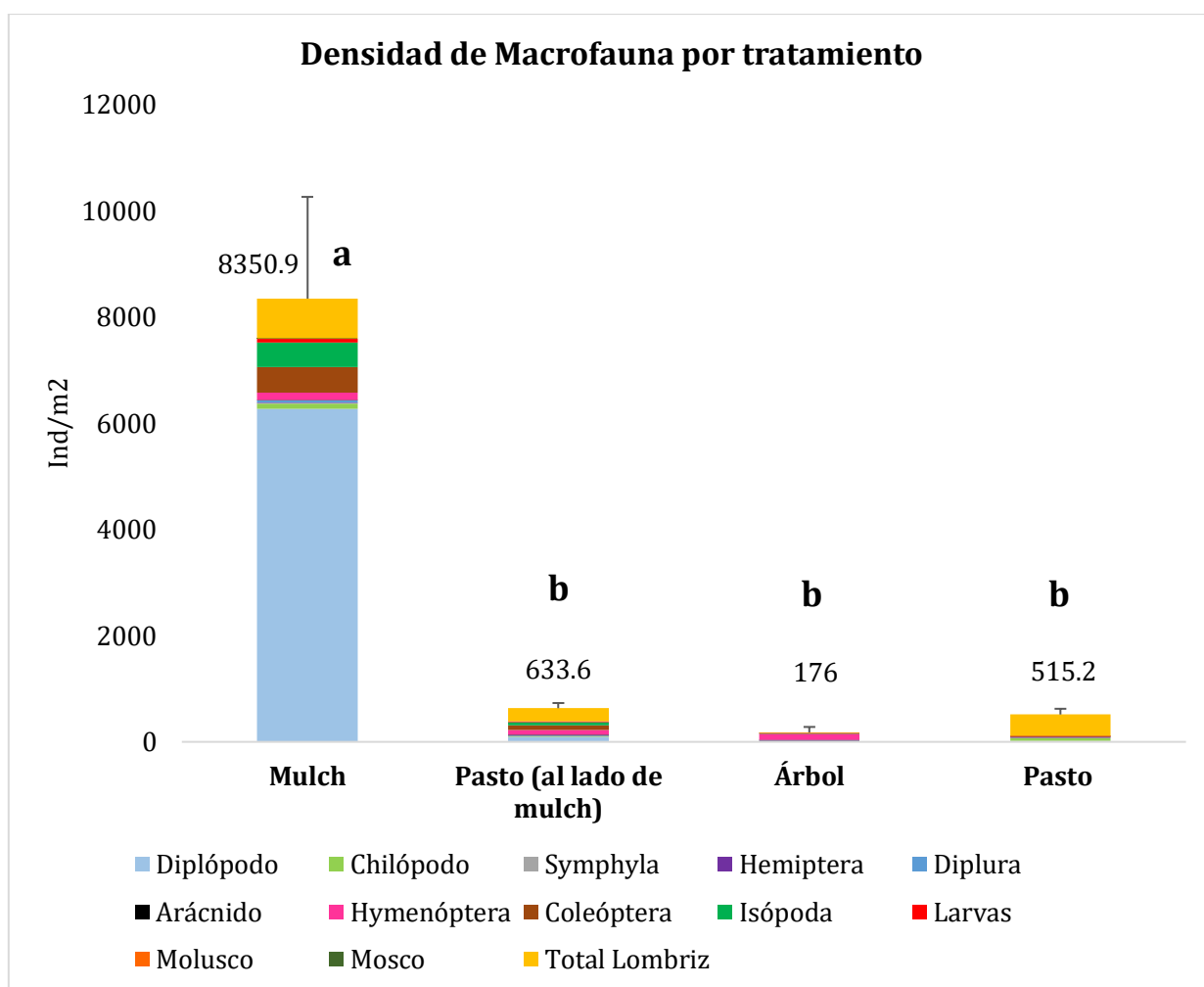


Figura 38. Densidad promedio de la macrofauna del suelo (Ind/m²) (+EE) por taxones en los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch n=15; árbol y pasto n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Games-Howell ($p < 0.05$).

Como los sitios en sus distintos tratamientos presentaron tendencias similares, se agruparon los resultados de las 3 áreas verdes con el objetivo de estudiar los comportamientos globales del uso de mulch en cuanto a biodiversidad edáfica (fig. 38). Se determinó que en los sitios bajo árbol cubiertos con mulch el número de organismos por metro cuadrado es 13 veces mayor que en los sitios aledaños bajo pasto. En comparación con el sitio control D se observó que el incremento de organismos es 47 veces mayor al comparar los sitios bajo árbol con mulch con los sitios bajo árbol sin mulch.

La biomasa de la macrofauna también fue mayor bajo el tratamiento con mulch siendo las lombrices, los diplópodos y coleópteros sus principales aportes. En los sitios sin mulch las lombrices aportaron la mayor cantidad de biomasa (fig. 39).

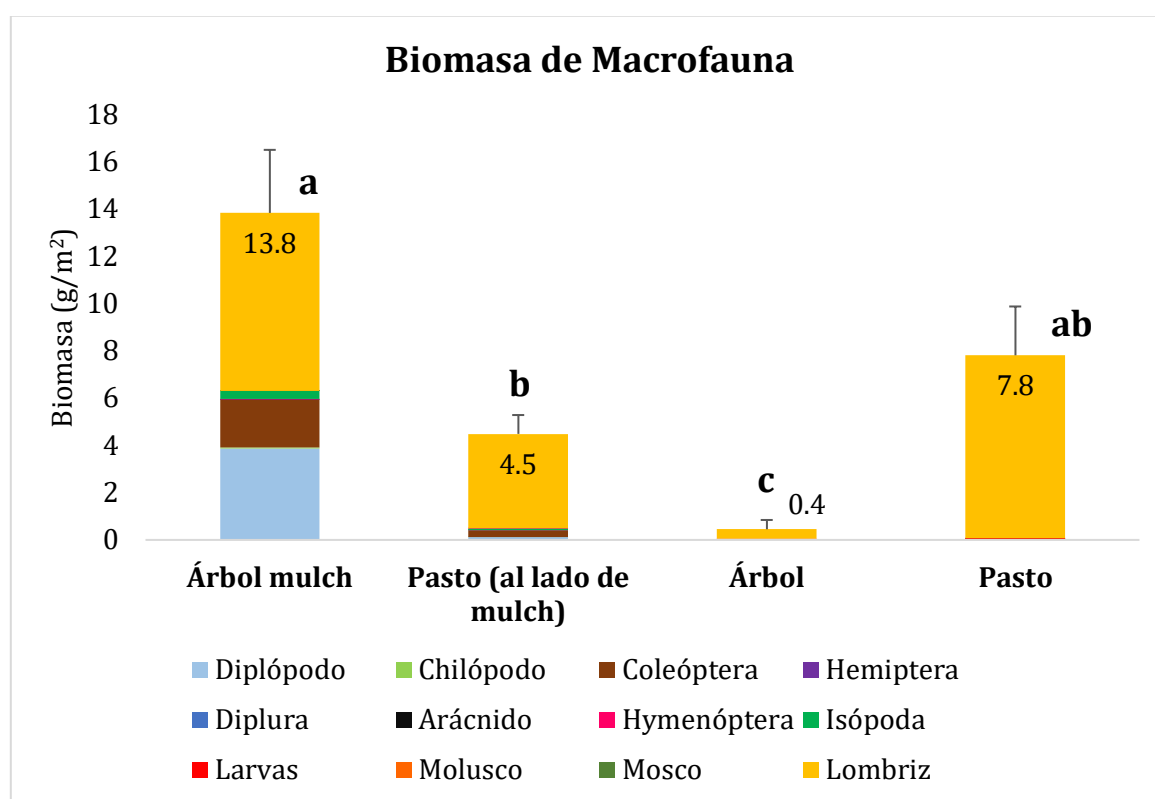


Figura 39. Biomasa promedio de la macrofauna del suelo (g/m²) (+EE) por taxones en los cuatro tratamientos estudiados (mulch y pasto al lado de mulch n=15; árbol y pasto n=5). Sitios con letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba Games-Howell (p < 0.05).

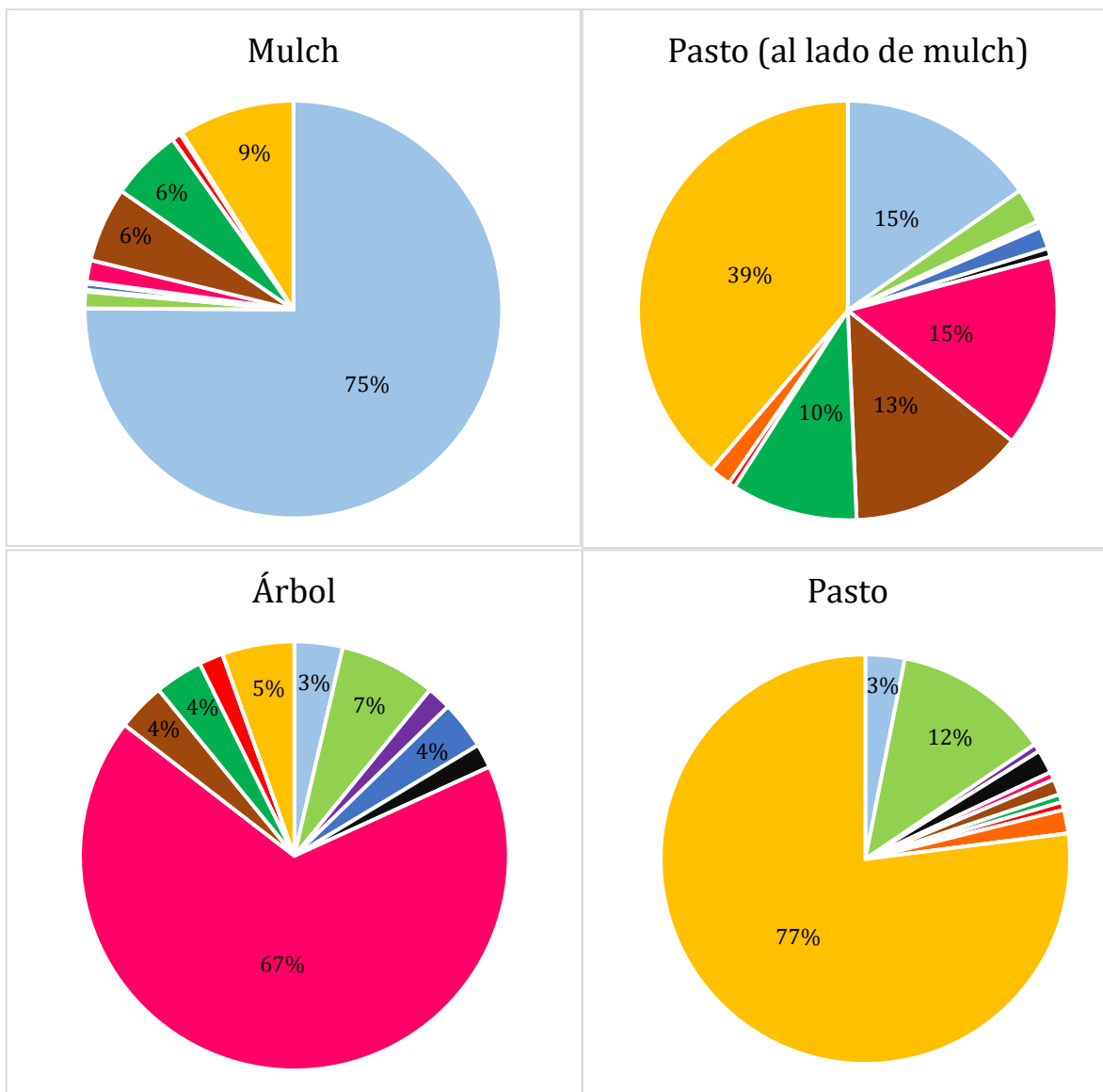
La diversidad de organismos también aumentó en los sitios con mulch, donde se encontraron 13 grupos distintos. En cambio, en los sitios bajo pasto al lado de mulch se encontraron 12 grupos y en los sitios control sin mulch solamente 10 grupos estuvieron presentes (fig. 40). Los grupos macrofaunales symphylla y mosco se encontraron exclusivamente en suelos con mulch. Los diplópodos de la clase myriapoda son dominantes, representando en el suelo con mulch el 75% de la densidad total. En los

suelos bajo pasto las lombrices son dominantes representando casi el 40% de la densidad total en los sitios aledaños a mulch y el 77% en los sitios sin mulch. En los sitios bajo árbol sin mulch los himenópteros dominaron representando el 67% de la densidad total. En los sitios de mulch o cercanos a mulch incrementó la proporción de descomponedores como diplópodos, coleópteros, isópodos y lombrices, representando el 96% en el sitio con mulch y el 78% en los sitios de pasto a un lado de mulch. Estas proporciones en la densidad de organismos son similares a las que reportan Jordan y Jones en suelos urbanos con mulch (Jordan & Jones, 2007).

El sitio bajo pasto sin mulch mostró resultados similares a los de pasto aledaño a mulch, con 82% de la densidad total correspondiente a desintegradores, sin embargo, la fracción de los depredadores chilópodos fue mayor representando un 12% de la densidad total. Finalmente, en el sitio bajo árbol sin mulch hubo mayor densidad de organismos no desintegradores como himenópteros (arquitectos del paisaje), chilópodos (depredadores), dipluras, hemípteros, arácnidos y moluscos representando el 83% de la densidad total. Un comportamiento similar se ha reportado en varios estudios dónde los organismos descomponedores se encontraron en mayor abundancia en los suelos con mulch o mayor aporte de materia orgánica, mientras que en suelos con mayor perturbación urbana y menor cobertura predominaron los depredadores (Kembel et al., 2012; Philpott et al., 2014).

En las áreas verdes dónde se ha aplicado mulch, tanto en los sitios bajo árbol como de pasto, se enriqueció la funcionalidad del ecosistema encontrando organismos detritívoros, microbívoros, predadores e ingenieros del ecosistema. Aunque hay un mayor porcentaje de especies detritívoras que se alimentan de materia orgánica u hongos, también los depredadores como ciempiés, hormigas, arañas y escarabajos se encontraron abundantemente en el mulch, donde probablemente dependen de macroinvertebrados saprofitos y de la mesofauna como fuente de alimento. Estos depredadores tienen el potencial de desempeñar un papel beneficioso si también se alimentan de plagas fitófagas (Jordan & Jones, 2007). Una mayor diversidad de macrofauna beneficia también a los microorganismos del suelo, logrando efectos benéficos en el ecosistema (Bray & Wickings, 2019).

La mayor densidad de lombrices se encontró en los sitios con mulch, sin embargo, sólo en el área verde B con mulch la diferencia fue significativa con respecto al área verde D bajo árbol (DA). En el sitio BM se encontró la mayor densidad de lombrices con un promedio de 1286 lombrices/m² (fig. 41). Este resultado coincide con otros estudios en suelos urbanos dónde se reportan poblaciones mayores de lombrices en suelos con mulch y con mayor contenido de materia orgánica (Jordan & Jones, 2007; Smetak et al., 2007). La diversidad de invertebrados del suelo puede ser significativamente menor en los sitios donde predominan las lombrices (Ferlian et al., 2018).



Diplópodo	Hemiptera	Hymenóptera	Larvas
Chilópodo	Diplura	Coleóptera	Molusco
Symphyla	Arácnido	Isópoda	Mosco
Lombriz			

Figura 40. Distribución de la diversidad por taxones de la macrofauna del suelo en los cuatro tratamientos: mulch, pasto al lado de mulch, árbol y pasto.

Las lombrices encontradas en las 4 áreas verdes fueron clasificadas en seis morfoespecies. En los sitios con mulch se encontraron entre 3 y 6 morfoespecies de lombrices, mientras que en los sitios bajo pasto sólo se encontraron de 2 a 4 morfoespecies. En el sitio bajo árbol sin mulch sólo se encontró una morfoespecie de lombriz. Las morfoespecies 5 y 6 no se encontraron en el área verde D, estas lombrices aparecen exclusivamente en sitios dónde ha sido aplicado mulch. Los primeros resultados sobre la clasificación de las especies de lombrices encontradas sugieren que

la morfoespecie 1 podría corresponder a *Aporrectodea trapezoides* o *A. caliginosa*, la morfoespecie 2 sería *Octolasion cyaneum*, la morfoespecie 3 *Aporrectodea caliginosa*, la morfoespecie 4 *Lumbricus rubellus* y las morfoespecies 5 y 6 corresponderían a *Pontoscolex corethrurus*, todas ellas especies exóticas y algunas de ellas, como *Pontoscolex corethrurus*, difíciles de encontrar a la altura de la Ciudad de México, sin embargo la mayoría de ellas reportadas previamente en otros suelos urbanos (Lavelle et al., 1999; J. Smith et al., 2006; Tóth et al., 2020). Actualmente continúa el estudio para corroborar las especies encontradas.

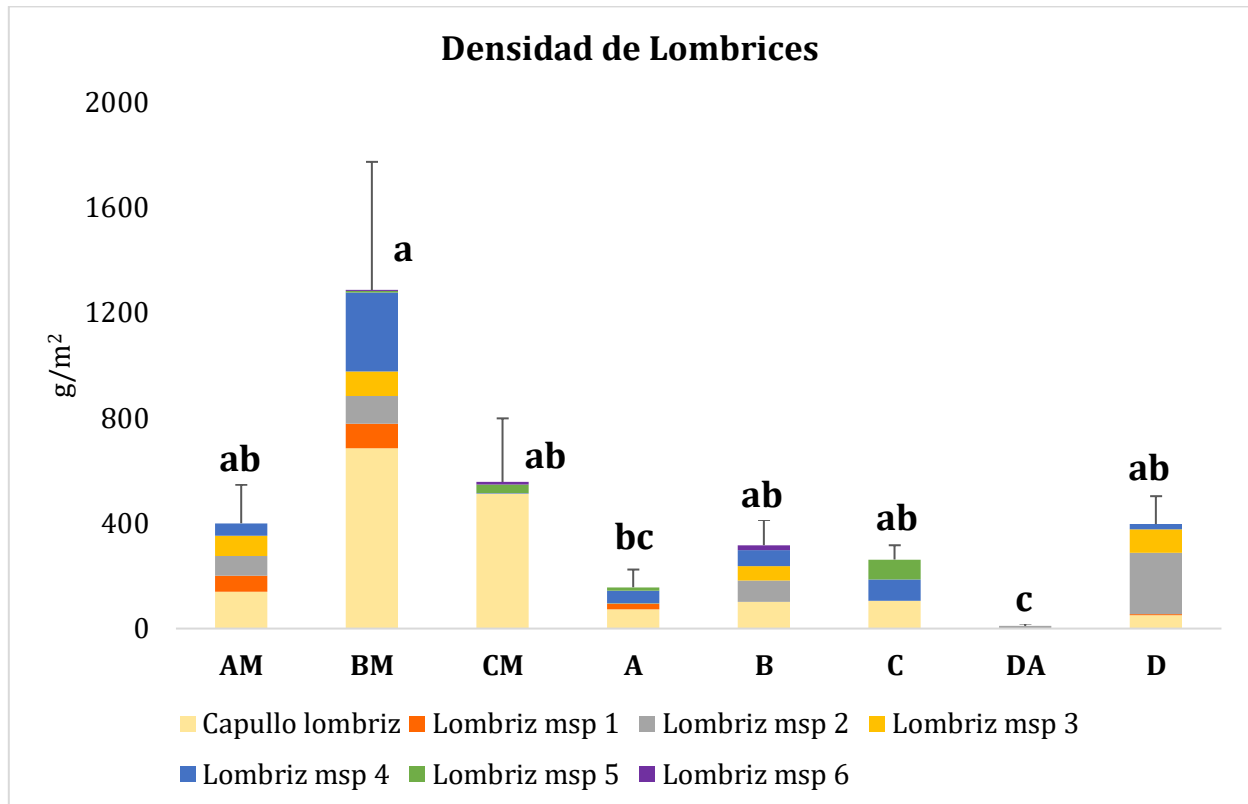


Figura 41. Densidad de lombrices del suelo en las cuatro áreas verdes en los distintos tratamientos. AM, BM y CM bajo árbol con mulch. A, B y C con pasto aledaño a mulch. DA bajo árbol, D bajo pasto (las líneas verticales indican el error estándar $n = 5$).

El área verde B en el sitio con mulch destacó entre los demás sitios de estudio ya que fue en donde hubo mayor densidad y diversidad de lombrices, encontrando las 6 morfoespecies. La alta densidad de estos organismos puede explicar que en este sitio los efectos del mulch no sean tan evidentes para otras propiedades estudiadas como la densidad aparente, la porosidad, la retención de humedad, el pH, la CE y el contenido de nutrientes. Estos organismos podrían mineralizar la materia orgánica rápidamente sin permitir que los nutrientes del mulch se incorporen al suelo, frenando los efectos de la materia orgánica en las propiedades estructurales del suelo. Se ha reportado que el aumento en nutrientes del suelo como consecuencia de la presencia de lombrices solo es posible si se disminuyen las salidas del sistema como por ejemplo la lixiviación

(Barot et al., 2007; Blouin et al., 2013). La gran cantidad de lombrices en este sitio, aunado a la poca profundidad de los suelos y los rellenos de roca volcánica podrían explicar que al mineralizar la materia orgánica los nutrientes no permanezcan en el suelo. Consecuentemente en esta área verde no es posible observar el efecto del mulch incrementando los nutrientes en el suelo o mejorando otras propiedades estructurales. En esta área verde se encontró en los horizontes superficiales texturas con 40% de arena, se ha identificado que en suelos con mayor proporción de arena las lombrices mineralizan carbón y nitrógeno más rápido (Marhan & Scheu, 2005), además de que en suelos arenosos el efecto de las lombrices en el mejoramiento de las propiedades del suelo es menor (van Groenigen et al., 2015)

Aunado a la textura, es posible que el uso intensivo en este suelo también genere condiciones ambientales hostiles para que otros organismos se instalen en este sitio. En otros suelos urbanos se ha observado que la intensidad de uso y las prácticas de manejo son el factor dominante que explican la biodiversidad de organismos edáficos, por encima del tipo de materia orgánica o del tipo de suelo (Tresch et al., 2019). Además, en un estudio realizado en suelos urbanos en París, se observó que el incremento en la perturbación urbana alrededor de los suelos afectó la población de hormigas, sin embargo, no afectó a la población de lombrices (Vergnes et al., 2017). Es posible que las lombrices sean organismos con mayor tolerancia al estrés y al predominar sobre la demás macrofauna den lugar a un ecosistema poco diverso y desbalanceado.

Analizando globalmente los resultados en los sitios de estudio, es importante recalcar que las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo se encuentran correlacionadas. Al añadir mulch el efecto más inmediato se percibe en el incremento de organismos edáficos que al descomponer la materia orgánica integran los nutrientes al suelo. El incremento en materia orgánica y nutrientes, así como la participación de los organismos como ingenieros del ecosistema, detona otros efectos que son visibles en plazos mayores como la densidad aparente, la porosidad, la capacidad de retención de humedad, el pH y la conductividad eléctrica. Sin embargo, añadir mulch no mejora automáticamente la calidad del suelo, es importante considerar también los materiales utilizados en la construcción del suelo, así como su uso y prácticas de manejo.

Conclusiones

Se evaluó la calidad de los suelos urbanos con y sin mulch para las condiciones locales de la Ciudad de México. El mulch mejoró las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, lo que se pudo observar en el incremento considerable de la biodiversidad del suelo. El número de organismos edáficos aumentó hasta 47 veces más en los sitios con mulch además de alojar algunos organismos específicos como *symphyla* y *Pontoscolex corethrurus*. El mulch también atrajo principalmente fauna desintegradora como diplópodos, isópodos y lombrices, que favorecieron la incorporación de

nutrientes en el suelo. En los sitios con mulch los valores de pH en el suelo se redujeron como consecuencia de un mayor aporte de ácidos orgánicos y aumentó la conductividad eléctrica del suelo debido a un mayor contenido de nutrientes (N, C, P, Ca, Mg, K y Na). La materia orgánica en los suelos con mulch presentó un índice C/N entre 10-15 indicando su labilidad media. El mulch también disminuyó los cambios abruptos de temperatura a lo largo del año, manteniendo temperaturas en el suelo con un rango no mayor a 9 °C, una condición importante para los organismos edáficos.

Como consecuencia de una mayor densidad de organismos edáficos, así como un mayor aporte de materia orgánica, en los suelos con mulch se observó una menor densidad aparente y una distribución en el tamaño de poros del suelo más heterogénea. La presencia de poros grandes mejoró la aireación en la zona de raíces, mientras que una mayor cantidad de poros pequeños permitió incrementar la retención de humedad. Los suelos con mulch se mantuvieron hidratados durante cuatro meses sin recibir riego durante la temporada de sequía. Al evaluar la aireación de las raíces, el estrés hídrico, el ciclo de nutrientes y la funcionalidad del ecosistema en los suelos urbanos, el mulch demostró mejorar la calidad del suelo como soporte para la vegetación.

El mulch afecta principalmente los horizontes superficiales del suelo, además este efecto se incrementa si es aplicado continuamente en un tiempo prolongado. Los sitios que han recibido mulch durante 20 años presentan una mejor calidad del suelo, incluso se observa en estos sitios que el efecto del mulch no se limita solamente al sitio dónde es aplicado, sino que hay un efecto benéfico en las zonas a su alrededor. Esto no se observa en sitios dónde el mulch ha sido aplicado durante 10 o 5 años.

Debido a la gran heterogeneidad que se puede encontrar en los suelos urbanos, los beneficios del mulch no se observan de la misma forma en todos los suelos. Los materiales utilizados en la construcción de los suelos urbanos, el tipo e intensidad del uso de suelo u otras perturbaciones antropogénicas a las que se enfrentan los suelos en las ciudades modifican las dinámicas de los ecosistemas urbanos y se reflejan en los beneficios que puede aportar el mulch.

Aplicar mulch bajo los árboles es una estrategia sencilla que aporta grandes beneficios para la calidad del suelo. Dentro de una ciudad con tantas problemáticas ambientales, como lo es la Ciudad de México, se busca encontrar alternativas de fácil ejecución que solucionen varios problemas a la vez. En ese sentido, la aplicación de mulch en las áreas verdes de esta ciudad es una valiosa contribución para lograr los objetivos rumbo a la sostenibilidad.

Referencias bibliográficas

- Adams, W. A. (1973). The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science*, 24(1), 10–17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x>
- Aguilera Esteban, D. A., de Souza, Z. M., Tormena, C. A., Lovera, L. H., de Souza Lima, E., de Oliveira, I. N., & de Paula Ribeiro, N. (2019). Soil compaction, root system and productivity of sugarcane under different row spacing and controlled traffic at harvest. *Soil and Tillage Research*, 187(June 2018), 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.015>
- Ahern, J. (2007). Green infrastructure for cities: the spatial dimension. *Cities of the Future: Towards Integrated Sustainable Water and Landscape Management*, 267–283.
- Aitkenhead-peterson, J. A., & Steele, M. K. (2010). Services in Natural and Human Dominated Ecosystems. En *Urban Ecosystem Ecology* (pp. 373–390). ASA, CSSA, SSSA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c18>
- Alaoui, A., Lipiec, J., & Gerke, H. H. (2011). A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 115–116, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.06.002>
- Allison, F. E., & Murphy, R. M. (1963). Comparative Rates of Decomposition in Soil of Wood and Bark Particles of Several Species of Pines¹. *Soil Science Society of America Journal*, 27(3), 309. <https://doi.org/10.2136/sssaj1963.03615995002700030028x>
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., & Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology*, 39(3), 107–116. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(03\)00026-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(03)00026-8)
- Amossé, J., Turberg, P., Kohler-Milleret, R., Gobat, J.-M. M., & Le Bayon, R.-C. C. (2015). Effects of endogeic earthworms on the soil organic matter dynamics and the soil structure in urban and alluvial soil materials. *Geoderma*, 243–244, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.007>
- Anderson, J. M., & Ingram, J. S. I. (1993). Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. *The Journal of Ecology*, 78(2), 547. <https://doi.org/10.2307/2261129>
- Andrés-Abellán, M., Del Álamo, J. B., Landette-Castillejos, T., López-Serrano, F. R., García-Morote, F. A., & Del Cerro-Barja, A. (2005). Impacts of visitors on soli and vegetation if the recreational are “Nacimiento del Río Mundo” (Castilla-la Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 101(1–3), 55–67. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9130-4>
- Aparin, B. F., Sukhacheva, E. Y., Bulysheva, A. M., & Lazareva, M. A. (2018). Humus Horizons of Soils in Urban Ecosystems. *Eurasian Soil Science*, 51(9), 1008–1020. <https://doi.org/10.1134/S1064229318090016>
- Appleton, B. L., Derr, J. F., & Ross, B. B. (1990). The effect of various landscape weed control measures on soil moisture and temperature, and tree root growth. *Journal of Arboriculture*, 16(10), 264–268.
- Aragón-Durand, F. (2007). Urbanisation and flood vulnerability in the peri-urban interface of Mexico City. *Disasters*, 31(4), 477–494. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7717.2007.01020.x>
- Arnold, M., Mcdonald, G., & Cartmill, D. (2005). Planting depth and mulch thickness affect establishment of green ash (*Fraxinus pennsylvanica*) and bougainvillea goldenraintree (*Koelreuteria bipinnata*). *Journal of Arboriculture*, 31(4), 163–170.

- Badiu, D. L., Iojă, C. I., PĂtroescu, M., Breuste, J., Artmann, M., NițĂ, M. R., GrĂdinaru, S. R., Hossu, C. A., & Onose, D. A. (2016). Is urban green space per capita a valuable target to achieve cities' sustainability goals? Romania as a case study. *Ecological Indicators*, *70*, 53–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.044>
- Ballinas, M., & Barradas, V. L. (2016). The Urban Tree as a Tool to Mitigate the Urban Heat Island in Mexico City: A Simple Phenomenological Model. *Journal of Environmental Quality*, *45*(1), 157–166. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0056>
- Bao-ming, G., Zhen-Xing, L., Dai-Zhen, Z., Hua-Bin, Z., Zong-Tang, L., Chin-Lin, Z., & Bo-Ping, T. (2012). Communities of soil macrofauna in green spaces of an urbanizing city at east China. *Revista Chilena de Historia Natural*, *85*(1), 219–226.
- Bardgett, R. D., Bowman, W., Kaufmann, R., & Schmidt, S. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *20*(11), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.08.005>
- Bardgett, R. D., & Van Der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, *515*(7528), 505–511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Barot, S., Ugolini, A., & Brikci, F. B. (2007). Nutrient cycling efficiency explains the long-term effect of ecosystem engineers on primary production. *Functional Ecology*, *21*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01225.x>
- Barradas, Víctor L. (1991). Air temperature and humidity and human comfort index of some city parks of Mexico City. *International Journal of Biometeorology*, *35*(1), 24–28. <https://doi.org/10.1007/BF01040959>
- Barradas, Víctor L. (2000). Energy balance and transpiration in an urban tree hedgerow in Mexico City. *Urban Ecosystems*, *4*(1), 55–67. <https://doi.org/10.1023/A:1009591803532>
- Barradas, Víctor L., Tejeda-Martínez, A., & Jáuregui, E. (1999). Energy balance measurements in a suburban vegetated area in Mexico City. *Atmospheric Environment*, *33*(24–25), 4109–4113. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00152-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00152-1)
- Barrico, L., Castro, H., Coutinho, A. P., Gonçalves, M. T., Freitas, H., & Castro, P. (2018). Plant and microbial biodiversity in urban forests and public gardens: Insights for cities' sustainable development. *Urban Forestry and Urban Greening*, *29*(September 2017), 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.012>
- Baumgardner, D., Varela, S., Escobedo, F. J., Chacalo, A., & Ochoa, C. (2012). The role of a peri-urban forest on air quality improvement in the Mexico City megalopolis. *Environmental Pollution*, *163*, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.016>
- Beck, D. A., Johnson, G. R., & Spolek, G. A. (2011). Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. *Environmental Pollution*, *159*(8–9), 2111–2118. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.022>
- Beesley, L., & Dickinson, N. (2010). Carbon and trace element mobility in an urban soil amended with green waste compost. *Journal of Soils and Sediments*, *10*(2), 215–222. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0112-y>
- Bertram, C., & Rehdanz, K. (2015). The role of urban green space for human well-being. *Ecological Economics*, *120*(2015), 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.013>

- Billeaud, L. A., & Zajicek, J. M. (1989). Influence of Mulches on Weed Control, Soil pH, Soil Nitrogen Content, and Growth of *Ligustrum japonicum*. *Journal of Environmental Horticulture*, 7(4), 155–157. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-7.4.155>
- Blake, G.R., Hartge, K. H. (1986). Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods. En A. Klute (Ed.), *American Society of Agronomy* (Vol. 9 part 1). Soil Science Society of America, Inc.
- Blake, G. R. (2008). Particle density. En W. Chesworth (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science* (pp. 504–505). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_406
- Blanchart, A., Sere, G., Cherel, J., Warot, G., Stas, M., Consales, J. N., & Schwartz, C. (2017). Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain – une revue. *Environnement Urbain*, 11. <https://doi.org/10.7202/1050486ar>
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., Post, W. M., Izaurrealde, R. C., & Shipitalo, M. J. (2006). Organic Carbon Influences on Soil Particle Density and Rheological Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 70(4), 1407–1414. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0355>
- Blouin, M., Hodson, M. E., Delgado, E. A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K. R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J. E., Cluzeau, D., & Brun, J.-J. (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64(2), 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Bray, N., & Wickings, K. (2019). The Roles of Invertebrates in the Urban Soil Microbiome. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(SEP). <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00359>
- Bridges, E. M. (1991). Waste materials in urban soils. En *Soils in the urban environment* (pp. 28–46). Wiley Online Library.
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brooks, R.H. and Corey, A. T. (1964). Hydraulic Properties of Porous Media. *Hydrology Papers* 3, March, 27.
- Burghardt, W. (1994). Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 157(3), 205–214. <https://doi.org/10.1002/jpln.19941570308>
- Burghardt, W., Morel, J. L., & Zhang, G.-L. (2015). Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup1), 3–21. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1046136>
- Burian, S. J., & Pomeroy, C. A. (2010). Urban impacts on the water cycle and potential green infrastructure implications. En *Urban ecosystem ecology* (pp. 277–296). ASA, CSSA, SSSA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c14>
- Byrne, L. B. (2007). Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, 10(3), 255–274. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0027-6>
- Byrne, L. B., Bruns, M. A., & Kim, K. C. (2008). Ecosystem properties of urban land covers at the aboveground-belowground interface. *Ecosystems*, 11(7), 1065–1077. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9179-3>

- Cakir, M., Makineci, E., & Kumbasli, M. (2010). Comparative study on soil properties in a picnic and undisturbed area of Belgrad forest, Istanbul. *Journal of Environmental Biology*, 31(1-2), 125-128.
- Calderón-Contreras, R., & Quiroz-Rosas, L. E. (2017). Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. *Ecosystem Services*, 23(April 2016), 127-137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.004>
- Carmo, D. L. do, Silva, C. A., Lima, J. M. de, Pinheiro, G. L., do Carmo, D. L., Silva, C. A., de Lima, J. M., & Pinheiro, G. L. (2016). Electrical conductivity and chemical composition of soil solution: Comparison of solution samplers in tropical soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, 1-17. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20140795>
- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H. H., & Pierce, F. J. (1997). *Chapter 1 Concepts of soil quality and their significance* (pp. 1-19). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(97\)80028-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(97)80028-1)
- Cavalli, J. P., Reichert, J. M., Rodrigues, M. F., & de Araújo, E. F. (2020). Composition and functional soil properties of arenosols and acrisols: Effects on eucalyptus growth and productivity. *Soil and Tillage Research*, 196(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104439>
- Cekstere, G., & Osvalde, A. (2013). A study of chemical characteristics of soil in relation to street trees status in Riga (Latvia). *Urban Forestry and Urban Greening*, 12(1), 69-78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.09.004>
- Chacalo, A., Aldama, A., & Grabinsky, J. (1994). Street Tree Inventory in Mexico City. *Journal of Arboriculture*, 20(4), 222-226.
- Chacalo, A., & Arriaga, L. (2011). El inventario del arbolado de la UAM Azcapotzalco. *Aleph*, 15(4).
- Chacalo, A., & Pineau, M. (1991). Problemes environnementaux et situation des arbres urbains dans la Ville de Mexico. *Journal of Arboriculture*, 17(2), 49-54.
- Chacalo Hilu, A. (2017). *Temas de Arboricultura: Árboles, arbustos, frutales y palmas para ciudades*. (A. Chacalo-Hilu, A. Chimal-Hernández, & V. Fuentes-Freixanet (eds.); 1a ed.). Universidad Autónoma Metropolitana.
- Chacalo Hilu, A. (2012). El Cuidado de los Árboles en Ambientes Urbanos. *Propuestas para la Gestión de los Parques en México 2012*, 1-32.
- Chalker-Scott, L. (2007). Impact of mulches on landscape plants and the environment - A review. *Journal of Environmental Horticulture*, 25, 239-249.
- Checa, M., & Checa-Artasu, M. (2016). Las áreas verdes en la Ciudad de México. Las diversas escalas de una geografía urbana. *Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*, 21(1138-9796), 1-22. <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-1159.pdf>
- Chen, Y., Day, S. D., Wick, A. F., & McGuire, K. J. (2014). Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Science of the Total Environment*, 494-495, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.099>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cram, S., Sommer, I., Cotler, H., Morales, L. M., & Carmona, E. (2008). Identification of the potential soil environmental services in the urban landscape of Mexico City. *Investigaciones Geográficas*, 66(5000), 81-104.

- Craul, P. J. (1985). A description of urban soils and their characteristics. *Journal of Arboriculture*, 11, 330–339.
- Cui, Y. Y., & de Foy, B. (2012). Seasonal Variations of the Urban Heat Island at the Surface and the Near-Surface and Reductions due to Urban Vegetation in Mexico City. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 51(5), 855–868. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-11-0104.1>
- De Kimpe, C. R., & Morel, J.-L. (2000). URBAN SOIL MANAGEMENT: A GROWING CONCERN. *Soil Science*, 165(1), 31–40.
- Dexter, A. R. (2004). Soil physical quality. *Geoderma*, 120(3–4), 201–214. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>
- Dieleman, H. (2017). Urban agriculture in Mexico City; balancing between ecological, economic, social and symbolic value. *Journal of Cleaner Production*, 163, S156–S163. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.082>
- Dindal, D. L. (1990). Soil biology guide. En *Insecta: Coleóptera* (Vol. 5, p. 1349).
- Djekic, J., Dinic-Brankovic, M., Mitkovic, P., Igc, M., & Mitkovic, M. (2017). Urban green areas planning and development: An assessment of general urban plans of the City of Nis. *Facta universitatis - series: Architecture and Civil Engineering*, 15(2), 211–224. <https://doi.org/10.2298/FUACE161130016D>
- do Carmo, D. L., de Lima, L. B., Silva, C. A., Carmo, D. L. do, Lima, L. B. de, & Silva, C. A. (2016). Soil fertility and electrical conductivity affected by organic waste rates and nutrient inputs davi lopes. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 40, 1–17. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150152>
- Dobson, M. (1995). Tree root systems. *Arboriculture Research and Information Note-Department of the Environment (United Kingdom)*.
- Donk, S., Lindgren, D. T., Schaaf, D. M., Petersen, J. L., Tarkalson, D. D., Van Donk, S. J., Lindgren, D. T., Schaaf, D. M., Petersen, J. L., & Tarkalson, D. D. (2011). Wood chip mulch thickness effects on soil water, soil temperature, weed growth and landscape plant growth. *Journal of Applied Horticulture*, 13(2), 91–95. <https://doi.org/10.37855/jah.2011.v13i02.22>
- Donnelly, P. K., Entry, J. A., Crawford, D. L., & Cromack, K. (1990). Cellulose and lignin degradation in forest soils: Response to moisture, temperature, and acidity. *Microbial Ecology*, 20(1), 289–295. <https://doi.org/10.1007/BF02543884>
- Doran, J.W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F., Stewart, B. A., Karlen, D. L., & Stott, D. E. (1994). A Framework for Evaluating Physical and Chemical Indicators of Soil Quality. En *Defining soil quality for a sustainable environment. Proc. symposium, Minneapolis, MN, 1992* (Número 35, pp. 53–72). <https://doi.org/10.2136/sssaspepub35.c4>
- Doran, John W., & Parkin, T. B. (1996). Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. En J.W. Doran & A. J. Jones (Eds.), *Methods for assessing soil quality* (pp. 25–37). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssaspepub49.c2>
- Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McHugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Scientific Reports*, 2, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep00963>
- Effland, W. R., & Pouyat, R. V. (1997). The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosystems*, 1(4), 217–228. <https://doi.org/10.1023/A:1018535813797>
- Escobedo, F., & Chacalo Hilu, A. (2008). Estimación preliminar de la descontaminación atmosférica por el arbolado urbano de la ciudad de México. *Interciencia*, 33(1), 29–33. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33933105>

- Escuer, O., & Vabrit, S. (2017). Effect of organic mulches on development of three ornamental annual plants, moisture and chemical properties of soil. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus*, 16(4), 127–139. <https://doi.org/10.24326/asphc.2017.4.13>
- Ezcurra, E. (1996). De las chinanpas a la megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México. En *La ciencia para todos*. Fondo de Cultura Económica.
- Ezcurra, E., Mazarini, M., & Pisanty, I. (2006). *La Cuenca de Mexico: Aspectos Ambientales Críticos y Sustentabilidad*. Fondo De Cultura Economica.
- Ferlian, O., Eisenhauer, N., Aguirrebengoa, M., Camara, M., Ramirez-Rojas, I., Santos, F., Tanalgo, K., & Thakur, M. P. (2018). Invasive earthworms erode soil biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Animal Ecology*, 87(1), 162–172. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12746>
- Ferrini, F., Fini, A., Frangi, P., & Amoroso, G. (2008). Mulching of ornamental trees: Effects on growth and physiology. *Arboriculture and Urban Forestry*, 34(3), 157–162.
- Fichtner, E. J., Benson, D. M., Diab, H. G., & Shew, H. D. (2004). Abiotic and Biological Suppression of *Phytophthora parasitica* in a Horticultural Medium Containing Composted Swine Waste. *Phytopathology*, 94(7), 780–788. <https://doi.org/10.1094/PHYTO.2004.94.7.780>
- Fite, K., Smiley, E., McIntyre, J., & Wells, C. E. (2011). Evaluation of a soil decompaction and amendment process for urban trees. *Arboriculture and Urban Forestry*, 37, 293–300.
- Fraedrich, S. W., & Ham, D. L. (1982). Wood chip mulching around maples: effect on tree growth and soil characteristics. *Journal of Arboriculture*, 8(4), 85–89. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00094a612>
- Fragoso, C., & Rojas, P. (2014). Biodiversidad de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta: Crassicitellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(SUPPL.), 197–207. <https://doi.org/10.7550/rmb.33581>
- Francini, G., Hui, N., Jumpponen, A., Kotze, D. J., Romantschuk, M., Allen, J. A., & Setälä, H. (2018). Soil biota in boreal urban greenspace: Responses to plant type and age. *Soil Biology and Biochemistry*, 118(July 2017), 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.019>
- Fuller, R. A., & Gaston, K. J. (2009). The scaling of green space coverage in European cities. *Biology Letters*, 5(3), 352–355. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0010>
- Gilbertson, P., & Bradshaw, A. D. (1985). Tree survival in cities: the extent and nature of the problem. *Arboricultural Journal*, 9(2), 131–142. <https://doi.org/10.1080/03071375.1985.9746706>
- Gilbertson, P., & Bradshaw, A. D. (1990). The survival of newly planted trees in inner cities. *Arboricultural Journal*, 14(4), 287–309. <https://doi.org/10.1080/03071375.1990.9746850>
- Gilman, E. F., Miesbauer, J., Harchick, C., & Beeson, R. C. (2013). Impact of tree size and container volume at planting, mulch, and irrigation on *Acer rubrum* L. growth and anchorage. *Arboriculture and Urban Forestry*, 39(4), 173–181.
- Gilman, E. F., Yeager, T. H., & Weigle, D. (1990). Nitrogen Leaching from Cypress Wood Chips. *HortScience*, 25(11), 1388–1391. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.25.11.1388>
- Gómez, F., Jabaloyes, J., Montero, L., De Vicente, V., & Valcuende, M. (2011). Green Areas, the Most Significant Indicator of the Sustainability of Cities: Research on Their Utility for Urban Planning. *Journal of Urban Planning and Development*, 137(3), 311–328. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000060](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000060)

- Grabosky, J., & Gilman, E. F. (2004). Mulch and planting depth affect live oak (*quercus virginiana* mill.) establishment. En *Journal of Arboriculture* (Vol. 30, pp. 311–317).
- Greenly, M. K., & Rakow, A. D. (1995). The Effect of Wood Mulch Type and Depth on Weed and Tree Growth and Certain Soil Parameters. *Journal of Arboriculture*, 21(5), 225–232.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760.
<https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Guilland, C., Maron, P. A., Damas, O., & Ranjard, L. (2018). Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4), 1267–1282. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0751-6>
- Guo, Y., Wang, X., Li, X., Wang, J., Xu, M., & Li, D. (2016). Dynamics of soil organic and inorganic carbon in the cropland of upper Yellow River Delta, China. *Scientific Reports*, 6(1), 36105.
<https://doi.org/10.1038/srep36105>
- Haq, S. M. A. (2011). Urban Green Spaces and an Integrative Approach to Sustainable Environment. *Journal of Environmental Protection*, 02(05), 601–608. <https://doi.org/10.4236/jep.2011.25069>
- Hazelton, P., & Murphy, B. (2011). Understanding soils in urban environments. En *Understanding Soils in Urban Environments*. Earthscan. <https://doi.org/10.1071/9780643101432>
- Hazelton, P., & Murphy, B. (2016). *Interpreting Soil Test Results: What do all the Numbers mean?* (3a ed.). CSIRO.
- Hirons, A. D., & Percival, G. C. (2012). Fundamentals of tree establishment: a review. En M. Johnston & G. Percival (Eds.), *Trees, People and the Built Environment*. (Número No.017, pp. 51–62). Forestry Commission.
- Hoitink, H. A. J., Stone, A. G., & Han, D. Y. (2003). Suppression of plant diseases by composts. En A. Siwert, B. Rao, & D. Marion (Eds.), *Tree and Shrub Fertilization: Proceedings from an International Conference on Tree and Shrub Fertilization* (pp. 59–68). International Society of Arboriculture.
<https://doi.org/10.21273/hortsci.32.2.184>
- Huang, P. M., Li, Y., & Sumner, M. E. (2011). *Handbook of Soil Sciences: Resource Management and Environmental Impacts* (2nd ed.). CRC Press. <https://www.degruyter.com/view/j/ci.2007.29.issue-2/ci.2007.29.2.32b/ci.2007.29.2.32b.xml>
- Huinink, J. (1998). Soil quality requirements for use in urban environments. *Soil and Tillage Research*, 47(1–2), 157–162. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00087-7](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00087-7)
- Ikkonen, E., García-Calderón, N. E., Stephan-Otto, E., Fuentes-Romero, E., Ibáñez-Huerta, A., Martínez-Arroyo, A., & Krasilnikov, P. (2012). CO2 production in anthropogenic Chinampas soils in Mexico city. *Spanish Journal of Soil Science*, 2(2), 62–73.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4061129>
- Indicators, E. C. (2003). Towards a Local Sustainability Profile. *Relatório Técnico*, 12.
<https://doi.org/10.1093/annhyg/meu093.8>
- IUUS Working Group WRB. (2015). Base Referencial mundial del recurso suelo 2014, actualización 2015. En *Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelo 106*.
<http://www.fao.org/3/i3794es/i3794es.pdf>

- Jauregui, E. (1989). The dust storms of Mexico City. *International Journal of Climatology*, 9(2), 169–180. <https://doi.org/10.1002/joc.3370090205>
- Jim, C. Y. (1987). Trampling Impacts of Recreationists on Picnic Sites in a Hong Kong Country Park. *Environmental Conservation*, 14(2), 117–127. <https://doi.org/10.1017/S0376892900011462>
- Jim, C. Y. (1993). Soil Compaction as a Constraint to Tree Growth in Tropical & Subtropical Urban Habitats. *Environmental Conservation*, 20(1), 35–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892900037206>
- Jim, C. Y. (1998a). Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, 2, 171–181. <http://www.springerlink.com/index/G26062W58341K10H.pdf>
- Jim, C. Y. (1998b). Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40(4), 235–249. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00117-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00117-5)
- Jim, C. Y. (2004). Green-space preservation and allocation for sustainable greening of compact cities. *Cities*, 21(4), 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2004.04.004>
- Jim, C. Y., Randrup, T. B., & Chacalo, A. (1999). What Problems Do Trees Face in Your City? How Can These Problems Be Solved? *Journal of Arboriculture*, 25(5), 278–281.
- Jordán, A., Zavala, L. M., & Gil, J. (2010). Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, 81(1), 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.007>
- Jordan, K. K., & Jones, S. C. (2007). Invertebrate diversity in newly established mulch habitats in a Midwestern urban landscape. *Urban Ecosystems*, 10(1), 87–95. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0003-6>
- Kabisch, N., Strohbach, M., Haase, D., & Kronenberg, J. (2016). Urban green space availability in European cities. *Ecological Indicators*, 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>
- Kamprath, E. J., & Smyth, T. J. (2005). LIMING. En *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. 10, Número C, pp. 350–358). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00225-3>
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4–10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Kaye, J. P., Groffman, P. M., Grimm, N. B., Baker, L. A., & Pouyat, R. V. (2006). A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.12.006>
- Kemmel, S. W., Jones, E., Kline, J., Northcutt, D., Stenson, J., Womack, A. M., Bohannon, B. J. M., Brown, G. Z., & Green, J. L. (2012). Architectural design influences the diversity and structure of the built environment microbiome. *ISME Journal*, 6(8), 1469–1479. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.211>
- Khaledian, Y., Kiani, F., & Ebrahimi, S. (2012). The effect of land use change on soil and water quality in northern Iran. *Journal of Mountain Science*, 9(6), 798–816. <https://doi.org/10.1007/s11629-012-2301-1>
- Kissling, M., Hegetschweiler, K. T., Rusterholz, H. P., & Baur, B. (2009). Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. *Applied Soil Ecology*, 42(3), 303–314. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.008>

- Kjelgren, R. K., & Clark, J. R. (1993). Growth and water relations of *Liquidambar styraciflua* L. in an urban park and plaza. *Trees*, 7(4), 195–201. <https://doi.org/10.1007/BF00202073>
- Kleiber, T., Krzyzaniak, M., Swierk, D., Haenel, A., & Galecka, S. (2019). How does the content of nutrients in soil affect the health status of trees in city parks? *PLoS ONE*, 14(9), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221514>
- Klute, A., Danielson, R. E., & Sutherland, P. L. (1986). Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods, Porosity. En *American Society of Agronomy* (Vol. 9, Número 9, pp. 443–461). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c18>
- Kotuby-Amacher, J., Koenig, R., & Kitchen, B. (2000). Salinity and Plant Tolerance. En *AG-SO-03*.
- Kozlowski, T. T. (1971). *Seed Germination, Ontogeny, and Shoot Growth* (Vol. 1). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-424201-2.X5001-9>
- Kozlowski, T. T. (1999). Soil Compaction and Growth of Woody Plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14(6), 596–619. <https://doi.org/10.1080/02827589908540825>
- Kramer, P., & Boyer, J. (1995). Soil and Water. En *Water Relations of Plants and Soils* (pp. 84–114). Academic Press.
- Kramer, P. J., & Boyer, J. S. (1995). Roots and Root Systems. *Water Relations of Plants and Soils*, 1927, 115–166. <https://doi.org/10.1016/b978-012425060-4/50005-x>
- Kutiél, P., Zhevelev, H., & Harrison, R. (1999). The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilised Coastal Dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean & Coastal Management*, 42(12), 1041–1060. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(99\)00060-5](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(99)00060-5)
- Lal, R., & Shukla, M. K. (2004). *Principles of Soil Physics*. Marcel Dekker Inc. <https://doi.org/10.4324/9780203021231>
- Lal, R., & Stewart, B. A. (2017). *Urban Soils* (R. Lal & B. A. Stewart (eds.)). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315154251>
- Lavelle, P., Brussaard, L., & Hendrix, P. (1999). *Earthworm management in tropical agroecosystems*. CABI publishing.
- Layman, R. M., Day, S. D., Mitchell, D. K., Chen, Y., Harris, J. R., & Daniels, W. L. (2016). Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. *Urban Forestry and Urban Greening*, 16, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.01.004>
- Leclercq-Dransart, J., Demuyneck, S., Douay, F., Grumiaux, F., Pernin, C., & Leprêtre, A. (2020). Comparison of the interest of four types of organic mulches to reclaim degraded areas: a field study based on their relative attractiveness for soil macrofauna. *Ecological Engineering*, 158(September), 106066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106066>
- Lehmann, A., & Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247–260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Lemaire, F., & Rossignol, J. (1999). STRESS FACTORS RELATED TO URBAN SOILS. *Acta Horticulturae*, 496, 347–352. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1999.496.43>
- Lilly, S. J. (2011). *Guía de Estudio para la Certificación Del Arbolista* (I. S. of Arboriculture (ed.); 3a ed.). International Society of Arboriculture. <https://books.google.com.mx/books?id=GXsvlwEACAAJ>

- Lin, T., Gibson, V., Cui, S., Yu, C. P., Chen, S., Ye, Z., & Zhu, Y. G. (2014). Managing urban nutrient biogeochemistry for sustainable urbanization. *Environmental Pollution*, *192*, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.038>
- Lindsey, P., & Bassuk, N. (1992). Redesigning the urban forest from the ground below: a new approach to specifying adequate soil volumes for street trees. *Arboricultural Journal*, *16*(1), 25–39. <https://doi.org/10.1080/03071375.1992.9746896>
- Litzow, M., & Pellett, H. (1983). Influence of Mulch Materials on Growth of Green Ash. *Journal of Arboriculture*, *9*(1), 7–111.
- Loper, S., Shober, A. L., Wiese, C., Denny, G. C., Stanley, C. D., & Gilman, E. F. (2010). Organic soil amendment and tillage affect soil quality and plant performance in simulated residential landscapes. *HortScience*, *45*(10), 1522–1528. <https://doi.org/10.21273/hortsci.45.10.1522>
- Lorenz, K., & Kandeler, E. (2005). Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biology and Biochemistry*, *37*(7), 1373–1385. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.12.009>
- Lorenz, K., & Lal, R. (2009). Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, *35*(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>
- Losada, H., Martínez, H., Vieyra, J., Pealing, R., Zavala, R., & Cortés, J. (1998). Urban agriculture in the metropolitan zone of Mexico City: changes over time in urban, suburban and peri-urban areas. *Environment and Urbanization*, *10*(2), 37–54. <https://doi.org/10.1177/095624789801000214>
- Luck, M. A., Jenerette, G. D., Wu, J., & Grimm, N. B. (2001). The Urban Funnel Model and the Spatially Heterogeneous Ecological Footprint. *Ecosystems*, *4*(8), 782–796. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0046-8>
- Luna, L., Vignozzi, N., Miralles, I., & Solé-Benet, A. (2018). Organic amendments and mulches modify soil porosity and infiltration in semiarid mine soils. *Land Degradation & Development*, *29*(4), 1019–1030. <https://doi.org/10.1002/ldr.2830>
- Marhan, S., & Scheu, S. (2005). Effects of sand and litter availability on organic matter decomposition in soil and in casts of *Lumbricus terrestris* L. *Geoderma*, *128*(1–2), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.001>
- Martínez H, E., Fuentes E, J. P., & Acevedo H, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, *8*(1), 68–96. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M. T., Armas-Vargas, F., Tapia, M. A., Solano-Ortiz, R., Silva, M. A., Yañez-Nogues, I., López-Vidal, Y., & Díaz-Ávalos, C. (2014). Final Opportunity to Rehabilitate an Urban River as a Water Source for Mexico City. *PLoS ONE*, *9*(7), e102081. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>
- McBride, R. A., Slessor, R. L., & Joosse, P. J. (2012). Estimating the Particle Density of Clay-rich Soils with Diverse Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, *76*(2), 569–574. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0177n>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, *11*(2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Merlín-Urbe, Y., Contreras-Hernández, A., Astier-Calderón, M., Jensen, O. P., Zaragoza, R., & Zambrano, L. (2013). Urban expansion into a protected natural area in Mexico City: alternative management

- scenarios. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(3), 398–411.
<https://doi.org/10.1080/09640568.2012.683686>
- Merwin, I. A., Stiles, W. C., & van Es, H. M. (1994). Orchard Groundcover Management Impacts on Soil Physical Properties. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 119(2), 216–222.
<https://doi.org/10.21273/JASHS.119.2.216>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. En *Assessment of Climate Change in the Southwest United States: A Report Prepared for the National Climate Assessment*. Island Press. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1
- Miller, J. (2016). *Soil pH Affects Nutrient Availability*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2423.5768>
- Miranda Ponce, G. (2011). Los árboles de la uam Azcapotzalco adquieren identidad. *Aleph*, 15(4).
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659–1666.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Morton-Bermea, O., Álvarez, E. H., Gaso, I., & Segovia, N. (2002). Heavy Metal Concentrations in Surface Soils from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(3), 0383–0388.
<https://doi.org/10.1007/s00128-001-0265-x>
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero, F., Lozano, R., & Beramendi-Orosco, L. E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*, 101(3), 218–224.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.07.002>
- Morton, O., Puchelt, H., Hernández, E., & Lounejeva, E. (2001). Traffic-related platinum group elements (PGE) in soils from Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration*, 72(3), 223–227.
[https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(01\)00163-7](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(01)00163-7)
- Mullaney, J., Lucke, T., & Trueman, S. J. (2015). A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 134, 157–166.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.013>
- Ni, X., Song, W., Zhang, H., Yang, X., & Wang, L. (2016). Effects of Mulching on Soil Properties and Growth of Tea Olive (*Osmanthus fragrans*). *PLOS ONE*, 11(8), e0158228.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158228>
- Nowak, D. J., McBride, J. R., & Beatty, R. A. (1990). Newly planted street tree growth and mortality. *Journal of Arboriculture*, 16(5), 124–129.
https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/1990/ne_1990_nowak_001.pdf
- Nunes, M. R., Karlen, D. L., Denardin, J. E., & Cambardella, C. A. (2019). Corn root and soil health indicator response to no-till production practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 285(July), 106607. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106607>
- Ojeda, A. A., Guajardo, F., & Simón, D. (2014). Manual De Plantación De Árboles En Áreas Urbanas. En *Corporación Nacional Forestal* (1a ed.). Maval Ltda.
- Oldfield, E. E., Felson, A. J., Wood, S. A., Hallett, R. A., Strickland, M. S., & Bradford, M. A. (2014). Positive effects of afforestation efforts on the health of urban soils. *Forest Ecology and Management*, 313, 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.027>

- Oliveira, M. T., & Merwin, I. A. (2001). Soil physical conditions in a New York orchard after eight years under different groundcover management systems. *Plant and Soil*, 234(2), 233–237. <https://doi.org/10.1023/A:1017992810626>
- ONU. (2015). *United Nations Development Programme*. <https://www.undp.org/content/undp/en/home.html>
- ONU. (2017). *ONU Habitat*. <https://onuhabitat.org.mx/index.php/tendencias-del-desarrollo-urbano-en-mexico>
- Ossola, A., Aponte, C., Hahs, A. K., & Livesley, S. J. (2017). Contrasting effects of urban habitat complexity on metabolic functional diversity and composition of litter and soil bacterial communities. *Urban Ecosystems*, 20(3), 595–607. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0617-2>
- Palacios Vargas, J. G., Mejia Recamier, B. E., & De oyarzabal, A. (2014). *Guía ilustrada para los Artrópodos Edáficos* (L. Uribe (ed.); 1°).
- Ley ambiental de protección a la tierra en el Distrito Federal, Gaceta Oficial del Distrito Federal 146 (2000).
- Pérez-González, M. L., Capra Pedol, L., Dávila-Hernández, N., Borselli, L., Solís-Valdez, S., & Ortiz-Rodríguez, A. J. (2017). Spatio-temporal land-use changes in the Colima-Villa de Álvarez metropolitan area, and their relationship to floodings. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 34(2), 78–90. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2017.2.435>
- Philpott, S. M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R. L., Moorhead, L. C., Uno, S., & Valdez, M. (2014). Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17(2), 513–532. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0333-0>
- Pisanty, I., Mazari, M., Ezcurra, E., Mazarini, M., & Ezcurra, E. (2009). El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas. En CONABIO (Ed.), *Capital Natural de México. Vol. II. Estado de Conservación y Tendencias de Cambio: Vol. II* (pp. 719–759).
- Pouyat, R. V., Pataki, D. E., Belt, K. T., Groffman, P. M., Hom, J., & Band, L. E. (2007). Effects of Urban Land-Use Change on Biogeochemical Cycles. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, 45–58. https://doi.org/10.1007/978-3-540-32730-1_5
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., Szlavecz, K., Schwarz, K., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., & Schwarz, K. (2010). Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. *Urban Ecosystem Ecology*, 0129, 119–152. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c7>
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Russell-Anelli, J., & Neerchal, N. K. (2007). Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3), 1010. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0164>
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Szlavecz, K., Csuzdi, C., Hornung, E., Korsós, Z., Russell-Anelli, J., & Giorgio, V. (2008). Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology*, 23(10), 1187–1203. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9288-6>
- Puskás, I., & Farsang, A. (2009). Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma*, 148(3–4), 267–281. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.014>
- Qian, X., Gu, J., Pan, H., Zhang, K., Sun, W., Wang, X., & Gao, H. (2015). Effects of living mulches on the soil nutrient contents, enzyme activities, and bacterial community diversities of apple orchard soils. *European Journal of Soil Biology*, 70, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.06.005>

- Qu, B., Liu, Y., Sun, X., Li, S., Wang, X., Xiong, K., Yun, B., & Zhang, H. (2019). Effect of various mulches on soil physico—Chemical properties and tree growth (*Sophora japonica*) in urban tree pits. *PLOS ONE*, *14*(2), e0210777. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210777>
- Ramirez, K. S., Leff, J. W., Barberán, A., Bates, S. T., Betley, J., Crowther, T. W., Kelly, E. F., Oldfield, E. E., Ashley Shaw, E., Steenbock, C., Bradford, M. A., Wall, D. H., Fierer, N., Shaw, E. A., Steenbock, C., Bradford, M. A., Wall, D. H., & Fierer, N. (2014). Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City's Central Park are similar to those observed globally. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1795), 20141988. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1988>
- Ramos Bello, R., García Calderón, N. E., Ortega Escobar, H. M., & Krasilnikov, P. (2011). Artificial chinampas soils of Mexico city: Their properties and salinization hazards. *Spanish Journal of Soil Science*, *1*(1), 70–85. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4061596>
- Rawls, W. J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki, T. M., & Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, *116*(1–2), 61–76. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6)
- Revi, A., & Rosenzweig, C. (2013). The Urban Opportunity : Enabling Transformative and Sustainable Development. *Background research paper submitted to the High-level Panel on the Post-2015 Agenda.*, 1–47.
- Rojas-garcía, F., Santoyo-gómez, G. H., González-montiel, E., Velázquez-Rodríguez, A., & Pulido-Ponce, J. I. (2017). La Ciencia Del Suelo En El Ciclo Del Carbono De México. *Elementos para Políticas Públicas*, *1*(2), 69–96.
- Rossiter, D. G. (2007). Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments*, *7*(2), 96–100. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.208>
- Ruehlmann, J. (2020). Soil particle density as affected by soil texture and soil organic matter: 1. Partitioning of SOM in conceptual fractions and derivation of a variable SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, *375*(March), 114542. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114542>
- Rühlmann, J., Körschens, M., & Graefe, J. (2006). A new approach to calculate the particle density of soils considering properties of the soil organic matter and the mineral matrix. *Geoderma*, *130*(3–4), 272–283. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.024>
- Sæbø, A., & Ferrini, F. (2006). The use of compost in urban green areas - A review for practical application. *Urban Forestry and Urban Greening*, *4*(3–4), 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.003>
- Saier, M. H. (2007). Are megacities sustainable? *Water, Air, and Soil Pollution*, *178*(1–4), 1–3. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9206-y>
- Sánchez-Pérez, S., Solleiro-Rebolledo, E., Sedov, S., de Tapia, E. M. C., Golyeva, A., Prado, B., & Ibarra-Morales, E. (2013). The black san pablo paleosol of the teotihuacan valley, mexico: Pedogenesis, fertility, and use in ancient agricultural and urban systems. *Geoarchaeology*, *28*(3), 249–267. <https://doi.org/10.1002/gea.21439>
- Santorufu, L., Van Gestel, C. A. M., Rocco, A., & Maisto, G. (2012). Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, *161*, 57–63. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.042>
- Sarah, P., & Zhevelev, H. M. (2007). Effect of visitors' pressure on soil and vegetation in several different micro-environments in urban parks in Tel Aviv. *Landscape and Urban Planning*, *83*(4), 284–293. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.001>
- SAS Institute, I. (2019). *JMP®*, Version 8. (Núm. 8).

- Sax, M. S., Bassuk, N., van Es, H., & Rakow, D. (2017). Long-term remediation of compacted urban soils by physical fracturing and incorporation of compost. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24(9), 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.023>
- Scharenbroch, B. C. (2009). A meta-analysis of studies published in arboriculture & urban forestry relating to organic materials and impacts on soil, tree, and environmental properties. *Arboriculture and Urban Forestry*, 35(5), 221–231.
- Scharenbroch, B. C., & Catania, M. (2012). Soil quality attributes as indicators of Urban Tree performance. *Arboriculture and Urban Forestry*, 38(5), 214–228.
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E., & Johnson-Maynard, J. L. (2005). Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49(4), 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
- Schjøning, P., McBride, R. A., Keller, T., & Obour, P. B. (2017). Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents. *Geoderma*, 286, 83–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.020>
- Schleuß, U., Wu, Q., & Blume, H.-P. (1998). Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. *CATENA*, 33(3–4), 255–270. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00070-8)
- Schlichting, E., Blume, H. P., & Stahr, K. (1995). *Soils practical*. Wissenschafts-Verlag Blackwell.
- Schoonderbeek, D., & Schoute, J. F. T. (1994). Root and root-soil contact of winter wheat in relation to soil macroporosity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 51(1–2), 89–98. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90036-1](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90036-1)
- Schteingart, M. (1989). The environmental problems associated with urban development in Mexico City. *Environment and Urbanization*, 1(1), 40–50. <https://doi.org/10.1177/095624788900100106>
- Schwarz, N., Moretti, M., Bugalho, M. N., Davies, Z. G., Haase, D., Hack, J., Hof, A., Melero, Y., Pett, T. J., & Knapp, S. (2017). Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services*, 27, 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.014>
- Secretaría de Protección Civil. (2014). *Atlas de peligros y riesgos de la Ciudad de México Azcapotzalco*.
- SEDEMA. (2017). *Actualización del Inventario de Áreas Verdes Urbanas de la Ciudad de México*. <https://sedema.cdmx.gob.mx/programas/programa/inventario>
- Seki, K. (2007). SWRC fit – a nonlinear fitting program with a water retention curve for soils having unimodal and bimodal pore structure. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4(1), 407–437. <https://doi.org/10.5194/hessd-4-407-2007>
- Shepherd, A., & Pickering, J. S. (2000). Evaluation of organic landscape mulches: Composition and nutrient release characteristics. *Arboricultural Journal*, 24(2–3), 175–187. <https://doi.org/10.1080/03071375.2000.9747271>
- Siebe, C., Cram, S., & Fernandez, N. (2004). *Loss of soil functions and potentials by urbanization projects in mexico-city: its importnace for land use planning and decision making*.
- Siebe, C., Reinhold, J., & Stahr, K. (2016). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo (3°)*.

- Siegel-Issem, C. M., Burger, J. A., Powers, R. F., Ponder, F., & Patterson, S. C. (2005). Seedling Root Growth as a Function of Soil Density and Water Content. *Soil Science Society of America Journal*, 69(1), 215. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0215>
- Singer, C. K., & Martin, C. A. (2008). Effect of landscape mulches on desert landscape microclimates. *Arboriculture and Urban Forestry*, 34(4), 230–237.
- Singh, V. S., Pandey, D. N., & Chaudhry, P. (2010). Urban forests and open green spaces: lessons for Jaipur, Rajasthan, India. *RSPCB Occasional Paper*, 23. <http://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/handle/10535/5458>
- Smetak, K. M., Johnson-Maynard, J. L., & Lloyd, J. E. (2007). Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology*, 37(1–2), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004>
- Smith, A. M., & Rakow, D. A. (1992). Strategies for reducing water input in woody landscape plantings. *Journal of Arboriculture*, 18(4), 165–170.
- Smith, J., Chapman, A., & Eggleton, P. (2006). Baseline biodiversity surveys of the soil macrofauna of London's green spaces. *Urban Ecosystems*, 9(4), 337–349. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0001-8>
- Somerville, P. D., Farrell, C., May, P. B., & Livesley, S. J. (2020). Biochar and compost equally improve urban soil physical and biological properties and tree growth, with no added benefit in combination. *Science of The Total Environment*, 706, 135736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135736>
- Steele, M. K., McDowell, W. H., & Aitkenhead-Peterson, J. a. (2010). Chemistry of Urban, Suburban, and Rural Surface Waters. En *Urban Ecosystem Ecology* (pp. 297–339). ASA, CSSA, SSSA. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c15>
- Stelli, S., Hoy, L., Hendrick, R., & Taylor, M. (2018). Effects of different mulch types on soil moisture content in potted shrubs. *Water SA*, 44(3 July), 495–503. <https://doi.org/10.4314/wsa.v44i3.17>
- Struve, D. K. (2009). Tree establishment: A review of some of the factors affecting transplant survival and establishment. *Arboriculture and Urban Forestry*, 35(1), 10–13.
- Swift, M. J., Heal, O. W., & Anderson, J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific.
- Tao, X., Cui, J., Dai, Y., Wang, Z., & Xu, X. (2016). Soil respiration responses to soil physiochemical properties in urban different green-lands: A case study in Hefei, China. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(3), 224–229. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.08.001>
- Thwaites, R. N., & Cowling, R. M. (1988). Soil-vegetation relationships on the Agulhas Plain, South Africa. *Catena*, 15(3–4), 333–345. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(88\)90055-0](https://doi.org/10.1016/0341-8162(88)90055-0)
- Tóth, Z., Szlavecz, K., Epp Schmidt, D. J., Hornung, E., Setälä, H., Yesilonis, I. D., Kotze, D. J., Dombos, M., Pouyat, R., Mishra, S., Cilliers, S., Yarwood, S., & Csuzdi, C. (2020). Earthworm assemblages in urban habitats across biogeographical regions. *Applied Soil Ecology*, 151(October 2019), 103530. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103530>
- Trammell, T. L. E., Schneid, B. P., & Carreiro, M. M. (2011). Forest soils adjacent to urban interstates: Soil physical and chemical properties, heavy metals, disturbance legacies, and relationships with woody vegetation. *Urban Ecosystems*, 14(4), 525–552. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0194-3>
- Tresch, S., Frey, D., Le Bayon, R. C., Zanetta, A., Rasche, F., Fliessbach, A., & Moretti, M. (2019). Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. *Science of*

- the Total Environment*, 658(December 2018), 1614–1629.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.235>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- Unger, P. W., & Kaspar, T. C. (1994). Soil Compaction and Root Growth: A Review. *Agronomy Journal*, 86(5), 759–766. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600050004x>
- van Groenigen, J. W., Lubbers, I. M., Vos, H. M. J. J., Brown, G. G., De Deyn, G. B., & van Groenigen, K. J. (2015). Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 4(1), 6365. <https://doi.org/10.1038/srep06365>
- Van Reeuwijk, L. P. (2002). *Procedures for Soil Analysis*. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC).
- Vauramo, S., & Setälä, H. (2011). Decomposition of labile and recalcitrant litter types under different plant communities in urban soils. *Urban Ecosystems*, 14(1), 59–70. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0140-9>
- Vegter, J. (2007). Urban soils - An emerging problem? *Journal of Soils and Sediments*, 7(2), 63. <https://doi.org/10.1065/jss2007.01.202>
- Vela Correa, G., López Blanco, J., & Rodríguez Gamiño, M. (2012). Levels of total organic carbon in The Suelo de Conservación of the Distrito Federal, Central Mexico. *Investigaciones geográficas*, 77, 18–30. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-46112012000100003&script=sci_arttext
- Velasco Bautista, E., Cortés Barrera, E. N., González Hernández, A., Moreno Sánchez, F., & Benavides Meza, H. M. (2018). Diagnóstico Y Caracterización Del Arbolado Del Bosque De San Juan De Aragón. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(19), 102–112. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i19.382>
- Velasco, E., Perrusquia, R., Jiménez, E., Hernández, F., Camacho, P., Rodríguez, S., Retama, A., & Molina, L. T. (2014). Sources and sinks of carbon dioxide in a neighborhood of Mexico City. *Atmospheric Environment*, 97, 226–238. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.018>
- Velasco, Erik, Roth, M., Norford, L., & Molina, L. T. (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning*, 148, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003>
- Vergnes, A., Blouin, M., Muratet, A., Lerch, T. Z., Mendez-Millan, M., Rouelle-Castrec, M., & Dubs, F. (2017). Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning*, 159, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002>
- Vodyanitskii, Y. N. (2015). Organic matter of urban soils: A review. *Eurasian Soil Science*, 48(8), 802–811. <https://doi.org/10.1134/S1064229315080116>
- Wang, X. J. (2009). Analysis of problems in urban green space system planning in China. *Journal of Forestry Research*, 20(1), 79–82. <https://doi.org/10.1007/s11676-009-0014-2>
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., Van Der Putten, W. H., Wall, D. H., Setälä, H., Van Der Putten, W. H., & Wall, D. H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304(5677), 1629–1633. <https://doi.org/10.1126/science.1094875>
- Watson, G., & Kupkowski, G. (1991). Effects of a deep layer of mulch on the soil environment and tree root growth. *Journal of arboriculture*, 17(9), 242–245.

Watson, G. W. (1988). Organic mulch and grass competition influence tree root development. *Journal of Arboriculture*, 14(8), 200–203. <http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=1989/US/US89426.xml;US8841861>

Watson, G. W., Hewitt, A. M., Cusic, M., & Lo, M. (2014). The management of tree root systems in urban and suburban settings II: A review of strategies to mitigate human impacts. *Arboriculture and Urban Forestry*, 40(5), 249–271.

Weil, R. R., & Brady, N. C. (2017). *The nature and properties of soils* (15a ed., Número April). Pearson Education Limited.

Yang, J.-L., & Zhang, G.-L. (2015). Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup1), 30–46. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>

Zaragoza Hernández, A. Y., Cetina Alcalá, V. M., López López, M. Á., Chacalo Hilu, A., de la Isla de Bauer, M. L., & González Rosas, H. (2014). Indicador condición de copa y su aplicación en tres parques del Distrito Federal. *Rev. mex. de cienc. forestales*, 34–51.

Zaragoza Hernández, A. Y., Cetina Alcalá, V. M., López López, M. Á., Chacalo Hilu, A., Isla de Bauer, M. de L. de la, Alvarado Rosales, D., & González Rosas, H. (2015). Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal TT - Identification of tree damages of three parks of Mexico City. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(32), 63–82.

Zisa, R. P., Halverson, H. G., & Stout, B. B. (1980). *Establishment and early growth of conifers on compact soils in urban areas* (Vol. 451). Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment.

Anexos

1. Descripción de perfiles

Jardín A, sin mulch.



Figura 42. Perfil 01, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 01
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Spolic technosol (eu, lo, fv, hu, la, mo).
- Fecha de la descripción: 23/04/2018
- Autores: Vivian Alvarez Islas, Lucy Mora.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín frente al edificio D, a un lado del estacionamiento.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O

- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.
- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.
- Pendiente: Casi plano, 0-2%.
- Exposición: Sur.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso moderado de estudiantes, sin aplicación de mulch. Árboles de ornato y pasto.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de piedra volcánica, relleno de sedimentos lacustres y relleno de tezontle.
- Drenaje natural: Bueno.
- Condiciones de humedad en el perfil: seco a fresco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con distintos sedimentos, modificación del sitio original para establecer un jardín, paso moderado de estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil profundo mayor a 100 cm, de textura franco-arcillosa (CR) en los primeros horizontes, seguido de una textura franco-arcillo-limosa (CRL) en los últimos horizontes, con una profundidad fisiológica buena de (90 cm), evidencia de secuencia de rellenos con presencia de artefactos (sedimentos lacustres, materiales de construcción, basura), con drenaje bueno, con poca pedregosidad a lo largo de todo el perfil, variando en cada horizonte de acuerdo al tipo de relleno utilizado. Desarrollo de

estructura en bloques subangulares de grado moderado a fuerte; todo el perfil es poroso, predominando los poros del tipo tubular fino; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces muy buena en los primeros horizontes. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica alto en los primeros 2 horizontes y pH ligeramente básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana, alta capacidad de campo, agua disponible para las plantas y conductividad hidráulica. La CIC fue mediana y el contenido de bases intercambiables alto. Se encontraron altos contenido de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Mull

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+1-0
Ah	0-6/10

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
h	0-12/16	Color en húmedo 10YR 2/2, textura franco-arcillosa (CR), contenido medio de materia orgánica de 3.2%, ligeramente básico (pH=7.5), fresco (pF=4), 8% de pedregosidad (grava), 20% de tezontle, 1% de vidrio y plástico; estructura en bloques subangulares que rompen a granular de tamaño fino de grado moderado; con pocos poros finos vesiculares y muchos muy finos tubulares; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 0.88 g/cm ³ , densidad de raíces alta con límite irregular gradual.
AC	12/16-24/29	Color en húmedo 10YR 2/2, textura franco-arcillosa (CR), contenido medio de materia orgánica de 6%, ligeramente básico (pH=7.6), fresco a seco (pF=4), 1% de pedregosidad (canto pequeño), 20% tezontle y 1% plástico y uncel; estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño medio y fino de grado moderado y fuerte; con pocos poros de tamaño mediano y fino vesiculares y comunes muy finos tubulares; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 0.87 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite irregular difuso.
C ₁	24/29-38	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), ligeramente básico (pH=7.8), seco (pF=3), 1-2% de pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k ₂), 2% de uncel y capa masiva de tezontle, estructura en bloques subangulares de tamaño medio y fino de grado moderado (ligera cementación); con pocos poros medianos vesiculares y comunes finos y muy finos tubulares; estabilidad de agregados baja y densidad aparente baja de 0.95 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite recto difuso.

C ₂	38-54	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillo-limosa (CRL), ligeramente básico (pH=7.9), seco (pF=3), 1-2% de pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k ₂), capa de unisel 50%, estructura en bloques subangulares que rompen a migajón de tamaño grueso y medio fuertes y fino y muy fino de grado moderado (ligera cementación); con poros comunes finos y muy finos tubulares; estabilidad de agregados baja-media y densidad aparente baja de 1 g/cm ³ , densidad de raíces muy baja con límite recto difuso.
2C	54-73	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), ligeramente básico (pH=7.9), seco (pF=3), 5% de pedregosidad (cantos), contenido bajo de carbonatos (k ₂). Se encontraron varillas, alambres y materiales de construcción 2%; estructura en bloques subangulares que rompen a granular de tamaño grueso y muy fino de grado fuerte (ligera cementación); con poros comunes finos tubulares; estabilidad de agregados baja y densidad aparente baja de 0.96g/cm ³ , densidad de raíces muy baja (sólo raíces gruesas) con límite recto difuso.
3C	73->90	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillo-limosa (CRL), ligeramente básico (pH=7.8), seco (pF=3), sin pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k ₃), estructura en bloques subangulares que rompen a granular de tamaño medio y fino de grado fuerte (ligera cementación); con poros comunes finos y muy finos tubulares; estabilidad de agregados media y densidad aparente baja de 0.1g/cm ³ , densidad de raíces muy baja, con límite recto gradual.

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

El material parental es de diversos orígenes y momentos conforme se llevó a cabo la construcción del área verde. Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos y pedregosidad. Además de la presencia de artefactos como residuos de construcción y basura.

Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 6 y 8%, con una densidad de raíces alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular y granular. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B. En los horizontes inferiores más que observar un desarrollo de estructura se observa algo más similar a procesos de cementación.

La clasificación Spolic technosol (eutric, loamic, fluvic, humic, loxic, mollic) fue designada debido a la presencia de varias capas de materiales dragados (spolic) de sedimentos lacustres (fluvic), con alta saturación de bases (eutric), con un contenido de materia orgánica >1% en los primeros 50 cm (humic), predominando con textura franco-arcillosa (loamic), bajas densidades a lo largo del perfil (loxic) y se identificó un

horizonte mólico considerando los dos horizontes A (29 cm), que cumplieron con el color oscuro, una alta saturación de bases y alto contenido de materia orgánica (mollic).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 90cm (profunda) con una penetrabilidad de raíces de muy buena en los primeros 30 cm y mediana hasta los 90cm. El volumen total de poros es de muy alto (63.5%) a mediano (49%), la capacidad de aireación (CA) es de mediana (7.5%) a baja (5%) en horizontes más inferiores.

También se pudo observar una alta disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 178 L/m²; alta capacidad de campo (CC) (442 L/m²); alta conductividad hidráulica; mediana capacidad de intercambio catiónico; alta concentración de bases intercambiables (162 molc/m²). En el perfil se encontró baja erosionabilidad (0.2), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes.

Hay presencia de humus en los primeros dos horizontes. El suelo presenta mediano contenido de nitrógeno disponible (4 g/m²) y medio alto contenido de fósforo movilizable (162 g/m²). En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la baja capacidad de aireación, la mediana CIC y la a profundidad > 30 cm la mediana penetrabilidad de raíces.

Jardín A, con mulch.

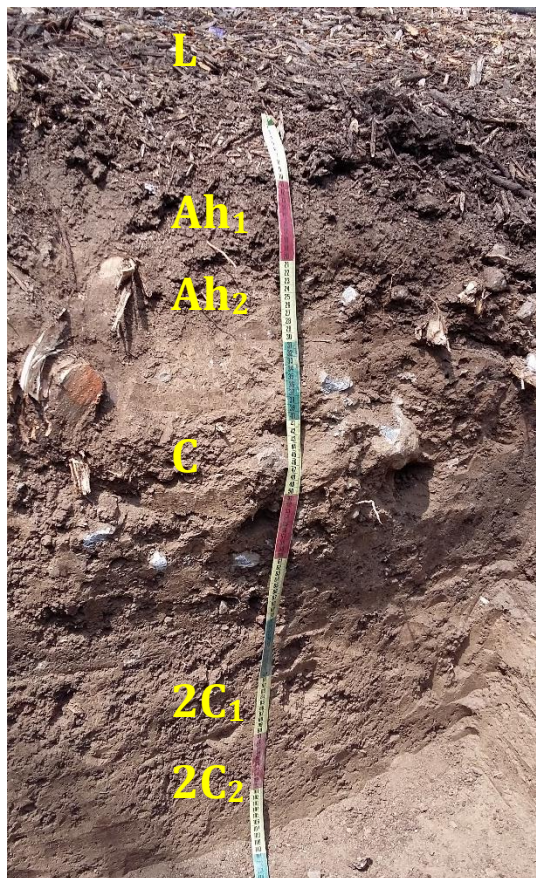


Figura 43. Perfil 02, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 02
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Spolic technosol (eu, lo, fv, hu, fo, la).
- Fecha de la descripción: 23/04/2018
- Autores: Silke Cram, Victor Peña.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín frente al edificio D, a un lado del estacionamiento.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O
- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.
- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.
- Pendiente: Casi plano, 0-2%.

- Exposición: Sur.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso moderado de estudiantes, aplicación de mulch 2 veces al año durante 5 años. Árboles de ornato: jacarandas.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de piedra volcánica, y relleno de sedimentos lacustres.
- Drenaje natural: Excesivo.
- Condiciones de humedad en el perfil: fresco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con distintos sedimentos, modificación del sitio original para establecer un jardín, paso moderado de estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil profundo mayor a 100 cm, de textura franco arcillosa (CR) en el primer horizonte, seguido de una textura arcillosa (R) y finalmente franco-arcillo-limosa (CRL) en los últimos horizontes, con una profundidad fisiológica de 103 cm (profunda), evidencia de secuencia de rellenos con presencia de artefactos (sedimentos lacustres, basura), con drenaje excesivo, con poca pedregosidad a lo largo de todo el perfil, variando en cada horizonte de acuerdo al tipo de relleno utilizado. Desarrollo de estructura en bloques subangulares de grado moderado a fuerte; todo el perfil es bastante poroso, predominando los poros del tipo intersticial finos; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces buena en los primeros horizontes. El perfil cuenta con un mantillo tipo Moder de 10 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Of-Oh-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica muy alto en los

primeros 2 horizontes y pH básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana, alta capacidad de campo, agua disponible para las plantas y conductividad hidráulica. La CIC fue alta en los primeros horizontes y regular a profundidad; el contenido de bases intercambiables alto. Se encontraron altos contenido de nitrógeno total pero bajos contenidos de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Moder

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+10-+5
Of	+5-+2
Oh	-2-0
Ah	0-7.5

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Ah1	0-7.5	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), contenido muy alto de materia orgánica de 15%, ligeramente básico (pH=7.3), fresco (pF=4), sin pedregosidad, contenido muy bajo de carbonatos (k1); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño fino y muy fino de grado fuerte; con muchos poros finos intersticiales y tubulares in/exped; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 0.89 g/cm ³ , densidad de raíces alta con límite claro uniforme.
Ah2	7.5-19	Color en húmedo 10YR 4/2, textura arcillosa (R), contenido alto de materia orgánica de 12%, ligeramente básico (pH=7.3), fresco (pF=4), 5% de pedregosidad, contenido muy bajo de carbonatos (k1); estructura en bloques subangulares que rompen a granular de tamaño medio y fino de grado fuerte; con muchos poros finos intersticiales y pocos finos tubulares; estabilidad de agregados mediana y densidad aparente baja de 0.96 g/cm ³ , densidad de raíces media con límite claro uniforme.
C	19-57	Color en húmedo 10YR 3/3, textura franco-arcillo-limosa (CRL), ligeramente básico (pH=7.6), fresco (pF=4), 7% de pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k2), 1% de uncel y basura (plástico); estructura en bloques subangulares de tamaño medio y fino de grado moderado; con poros comunes finos intersticiales in/exped; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.97g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite claro uniforme.
2C ₁	57-68	Color en húmedo 10YR 3/3, textura franco-arcillosa (CR), pH básico (pH=8), fresco (pF=4), 3% de pedregosidad, contenido muy bajo de carbonatos (k1), 1% de artefactos de barro y residuos de construcción;

		estructura en bloques subangulares de tamaño medio y fino de grado moderado (ligera cementación); con poros comunes finos intersticiales in/exped; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite claro uniforme.
2C ₂	68-92	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), pH básico (pH=8.1), fresco (pF=4), sin pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k2); estructura en bloques subangulares de tamaño mediano y fino de grado moderado (ligera cementación); con poros comunes finos intersticiales in/exped; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1 g/cm ³ , densidad de raíces muy baja, con límite claro uniforme.
3C	92->103	Color en húmedo 10YR 3/3, textura franco-arcillo-limosa (CRL), pH básico (pH=8.1), fresco (pF=4), sin pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k2), estructura en bloques subangulares de tamaño mediano y fino de grado moderado (ligera cementación); con poros comunes finos intersticiales in/exped; estabilidad de agregados media y densidad aparente baja de 0.95 g/cm ³ , densidad de raíces muy baja.

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

El material parental es de diversos orígenes y momentos conforme se llevó a cabo la construcción del área verde. Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos y pedregosidad. Además de la presencia de artefactos como residuos de construcción, materiales de cerámica y basura.

Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 15 y 12%, con una densidad de raíces alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular y granular. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B. En los horizontes inferiores más que observar un desarrollo de estructura se observa algo más similar a procesos de cementación.

La clasificación Spolic technosol (eutric, loamic, fluvic, folic, humic, latic) fue designada debido a la presencia de varias capas de materiales dragados (spolic) de sedimentos lacustres (fluvic), material orgánico en superficie (mulch) bien aireado (folic), predominando con textura franco-arcillosa (loamic), con un contenido de materia orgánica >1% en los primeros 50 cm (humic), con alta saturación de bases (eutric) y bajas densidades a lo largo del perfil (latic).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 103cm (profunda) con una penetrabilidad de raíces de muy buena en los primeros horizontes a buena hasta los 103cm. El volumen total de poros es de muy alto (69.5%) a alto (49%), la capacidad de aireación (CA) es mediana (9.5%) a baja (5%) en horizontes más inferiores.

También se pudo observar una alta disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 196 L/m²; alta capacidad de campo (CC) (471 L/m²); alta conductividad hidráulica; alta capacidad de intercambio catiónico en los primeros horizontes y media CIC en horizontes inferiores; alta concentración de bases intercambiables (170 molc/m²). En el perfil se encontró muy baja erosionabilidad (0.08), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes.

Hay presencia de humus en los primeros dos horizontes. El suelo presenta medio alto contenido de nitrógeno total, sin embargo, bajo contenido de N disponible (1.8 g/m²) y fósforo movilizable (34 g/m²). En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la mediana capacidad de aireación y la baja disponibilidad de nutrientes.

Jardín B, sin mulch.

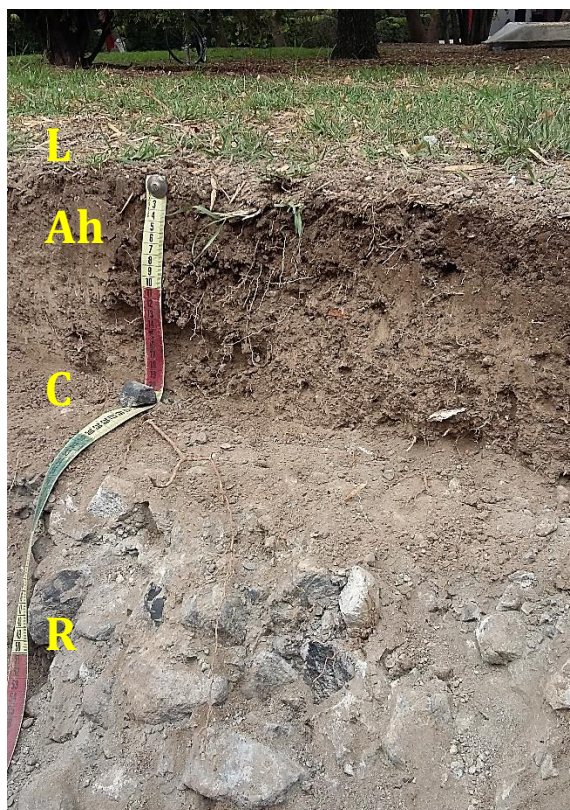


Figura 44. Perfil 03, en la foto se observan los horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 03
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Endoleptic technosol (eu).
- Fecha de la descripción: 30/04/2018
- Autores: Silke Cram, Vivian Alvarez.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín entre los edificios B, C y D, frente a la entrada principal.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O
- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.
- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.
- Pendiente: Casi plano, 0-2%.
- Exposición: Este.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso constante de estudiantes, sin aplicación de mulch. Árboles de ornato y pasto.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de piedra volcánica (basaltos, granitos) y relleno de sedimentos.
- Drenaje natural: Excesivo.
- Condiciones de humedad en el perfil: fresco a seco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con sedimentos y roca volcánica, modificación del sitio original para establecer un jardín, paso constante de

estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil somero con 20 cm, de textura franco-arcillosa (CR) en el primer horizonte, seguido de una textura franco-limosa (CL), con una profundidad fisiológica de 20 cm (profunda), material parental de relleno y roca volcánica con presencia de artefactos (cerámica, basura), con drenaje excesivo, sin pedregosidad en el perfil. Desarrollo de estructura en bloques subangulares de grado moderado; todo el perfil es bastante poroso, predominando los poros irregulares finos; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces muy buena. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica medio alto y pH básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana, baja capacidad de campo y agua disponible para las plantas y alta conductividad hidráulica. La CIC fue de mediana a alta y el contenido de bases intercambiables mediano. Se encontraron medio alto contenido de nitrógeno total y medianos contenidos de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Mull

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+1-0
Ah	0-6

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-6	Color en húmedo 10YR 2/2, textura franco-arcillosa (CR), contenido medio alto de materia orgánica de 8%, básico (pH=7.7), fresco (pF=4), sin pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k ₂), 2% de artefactos de barro; estructura en bloques subangulares de tamaño medio y fino de grado moderado; con muchos poros finos irregulares e intersticiales; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.92 g/cm ³ , densidad de raíces muy alta con límite claro uniforme.
C	6-20	Color en húmedo 10YR 3/2, textura franco-limosa (CL), contenido medio de materia orgánica 4%, básico (pH=7.9), seco (pF=3), sin pedregosidad, contenido bajo de carbonatos (k ₂), 5% de artefactos (unicel); estructura en bloques subangulares de tamaño fino de grado moderado; con pocos poros finos irregulares y comunes muy finos tubulares; estabilidad de agregados baja y densidad aparente baja de 0.98 g/cm ³ , densidad de raíces alta con límite claro uniforme.
R	>20-	100% Relleno de roca volcánica, granitos y basaltos (2-8cm).

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

Los materiales parentales que se utilizaron para construir el área verde fueron relleno de sedimentos y de roca volcánica (granito y basalto). Además de la presencia de artefactos como materiales de cerámica y basura.

El primer horizonte muestra acumulación de materia orgánica del 8%, con una densidad de raíces alta, esto se refleja en la formación de estructura del tipo bloques subangulares y levemente en el pH. En el horizonte inferior no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B.

La clasificación Endoleptic technosol (eutric) fue designada debido a la presencia de un relleno de roca volcánica a 20 cm de la superficie (endoleptic), los primeros horizontes presentan alta saturación de bases (eutric).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 20 cm (somero) con una penetrabilidad de raíces de muy buena. El volumen total de poros es muy alto (63%), la capacidad de aireación (CA) es mediana (8- 11%). Presenta baja disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 55 L/m²; muy baja capacidad de campo (CC) (103L/m²); alta conductividad hidráulica; alta-mediana capacidad de intercambio catiónico; mediana concentración de bases intercambiables (42.3 molc/m²). En el perfil se encontró baja erosionabilidad (0.14), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes.

Hay presencia de humus en los dos horizontes. El suelo presenta medio alto contenido de nitrógeno total, sin embargo, mediano contenido de N disponible (2.5 g/m²) y fósforo movilizable (99 g/m²). En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la poca profundidad del suelo, la baja disponibilidad de agua y capacidad de campo y el mediano contenido de nutrientes.

Jardín B, con mulch.

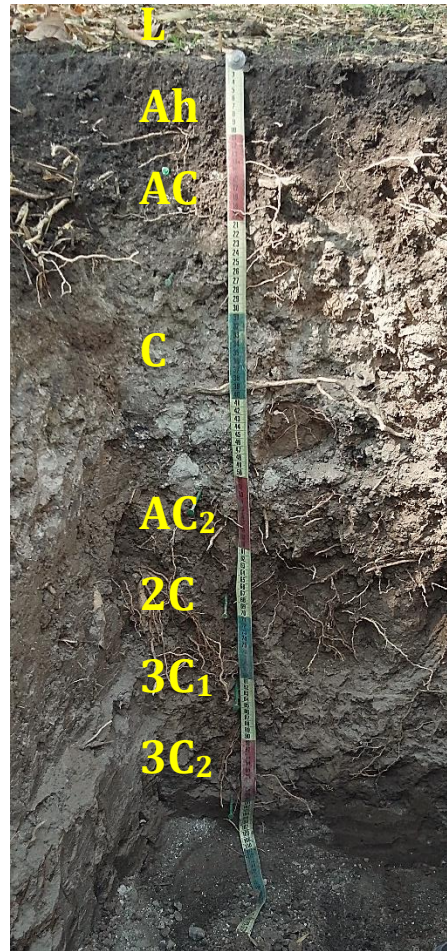


Figura 45. Perfil 04, en la foto se observan los horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 04
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Spolic technosol (eu, lo, fv, la, mo).
- Fecha de la descripción: 30/04/2018
- Autores: Silke Cram, Vivian Alvarez.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín entre los edificios B, C y D, frente a la entrada principal.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O
- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.

- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.
- Pendiente: Casi plano, 0-2%.
- Exposición: Este.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso constante de estudiantes, aplicación de mulch 2 veces al año durante 10 años. Árboles de ornato: jacarandas, fresnos.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de piedra volcánica y relleno de sedimentos lacustres.
- Drenaje natural: Bueno.
- Condiciones de humedad en el perfil: fresco a seco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con distintos sedimentos, modificación del sitio original para establecer un jardín, paso continuo de estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con bancas, mesas, registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil profundo mayor a 100 cm, de textura franco-arcillosa (CR) en los primeros horizontes, seguido de una textura franca (C) y finalmente franco-arcillo-limosa (CRL) en los últimos horizontes, con una profundidad fisiológica de 100 cm (profunda), evidencia de secuencia de rellenos con presencia de artefactos (sedimentos lacustres, residuos de construcción y basura), con drenaje bueno, con poca pedregosidad a lo largo de todo el perfil, variando en cada horizonte de acuerdo al tipo de relleno utilizado. Desarrollo de estructura en bloques subangulares y angulares de grado moderado a fuerte; todo el perfil es bastante poroso, predominando los poros del tipo

intersticial finos; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces buena en los primeros horizontes y deficiente en los horizontes inferiores. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 0.5 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica alto y medio alto en los primeros 2 horizontes y pH básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana, alta capacidad de campo, agua disponible para las plantas y conductividad hidráulica. La CIC fue mediana en los primeros horizontes y regular a profundidad; el contenido de bases intercambiables alto. Se encontraron altos contenido de nitrógeno total y altos contenidos de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Mull

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+0.5-0
Ah	0-11/23

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Ah1	0-11/23	Color en húmedo 10YR 2/1, textura franco-arcillosa (CR), contenido alto de materia orgánica de 10%, pH neutro (pH=7), fresco (pF=4), baja pedregosidad 2%; estructura en bloques subangulares de tamaño fino y medio de grado moderado; con poros comunes finos y muy finos intersticiales; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1.05 g/cm ³ , densidad de raíces muy alta con límite claro uniforme.
AC	11/23-15/26	Color en húmedo 10YR 2/2, textura franco-arcillosa (CR), contenido medio alto de materia orgánica de 7%, ligeramente básico (pH=7.1), fresco (pF=4), 5% de pedregosidad (roca), 2% artefactos de plástico, 5% de material de relleno amarillo; estructura en bloques subangulares de tamaño fino de grado moderado; con poros comunes muy finos y medianos intersticiales; estabilidad de agregados media y densidad aparente baja de 1.03g/cm ³ , densidad de raíces buena (fina, grande) con límite claro ondulado.
C	15/26-52	Color en húmedo 10YR 3/2-4/3, textura franca (C), básico (pH=7.9), seco (pF=3), 1-2% de pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k3-k0), material de relleno gris, ladrillo y plástico 1%; estructura en bloques subangulares de tamaño grueso, medio y fino de grado moderado; con poros comunes muy finos y medianos intersticiales; estabilidad de agregados baja y densidad aparente baja de 0.96g/cm ³ , densidad de raíces buena (fina, grande) con límite claro uniforme.
AC ₂	52-65	Color en húmedo 10YR 3/2-3/3, textura franco-limosa (CL), pH básico (pH=8.1), seco (pF=3), 0.5% de pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k3), 0.5% de artefactos plástico y ladrillo; estructura en bloques angulares que rompen a bloques subangulares de tamaño

		grueso, medio y fino de grado fuerte; con poros comunes finos y muy finos intersticiales; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.94 g/cm ³ , densidad de raíces nula (raíz fina) y media (r. gruesa) con límite claro uniforme.
2C	65-82	Color en húmedo 10YR 3/3, textura arcillo-limosa (RL), pH básico (pH=8.1), seco (pF=3), sin pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k3); estructura en bloques angulares de tamaño grueso y muy grueso de grado fuerte; con poros comunes finos intersticiales entre caras y pocos finos intersticiales; estabilidad de agregados baja y densidad aparente baja de 0.94 g/cm ³ , densidad de raíces muy nula, con límite claro uniforme.
3C ₁	82-100	Color en húmedo 10YR 3/4, textura franco-arcillo-limosa (CRL), pH básico (pH=8.4), seco (pF=3), sin pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k3), estructura en bloques subangulares masiva (ligera cementación); con pocos poros finos y muy finos intersticiales; estabilidad de agregados media y densidad aparente baja de 0.93 g/cm ³ , densidad de raíces buena (r. grande) y nula (r. fina), con límite claro uniforme.
3C ₂	>100	Color en húmedo 10YR 2/2, textura franco-arcillo-limosa (CRL), pH básico (pH=8.5), fresco (pF=4), sin pedregosidad, contenido medio de carbonatos (k3), estructura en bloques angulares de tamaño fino de grado moderado; con poros comunes finos intersticiales; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.87 g/cm ³ , densidad de raíces buena (r. fina) y media (r. grande), con límite claro uniforme.

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

El material parental es de diversos orígenes y momentos conforme se llevó a cabo la construcción del área verde. Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos, color, densidad de raíces y pedregosidad. Además de la presencia de artefactos como residuos de construcción, materiales de cerámica y basura.

Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 10 y 7%, con una densidad de raíces alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular fina. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B. En algunos horizontes inferiores más que observar un desarrollo de estructura se observan bloques masivos, algo más similar a procesos de cementación.

La clasificación Spolic technosol (eutric, loamic, fluvic, loxic, mollic) fue designada debido a la presencia de varias capas de materiales dragados (spolic) de sedimentos lacustres (fluvic), predominando con textura franco-arcillosa (loamic), con alta

saturación de bases (eutric) y bajas densidades a lo largo del perfil (laxic). Se identificó un horizonte mólico considerando los dos horizontes A (26 cm), que cumplieron con el color oscuro, una alta saturación de bases y alto contenido de materia orgánica (mollic).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 100cm (profunda) con una penetrabilidad de raíces de muy buena en los primeros horizontes a mediana-deficiente hasta los 103cm. El volumen total de poros es de muy alto (63%) a alto (49%), la capacidad de aireación (CA) es mediana (9%) a baja (4%) en horizontes más inferiores. También se pudo observar una muy alta disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 209 L/m²; alta capacidad de campo (CC) (470 L/m²); alta conductividad hidráulica; capacidad de intercambio catiónico de media a regular; alta concentración de bases intercambiables (104 molc/m²). En el perfil se encontró muy baja erosionabilidad (0.1), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes.

Hay presencia de humus en los primeros dos horizontes. El suelo presenta medio alto contenido de nitrógeno total, alto contenido de N disponible (5.8 g/m²) y fósforo movilizable (233 g/m²). En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la mediana capacidad de aireación, la mediana CIC y la deficiente penetrabilidad de raíces en horizontes profundos.

Jardín C, sin mulch.

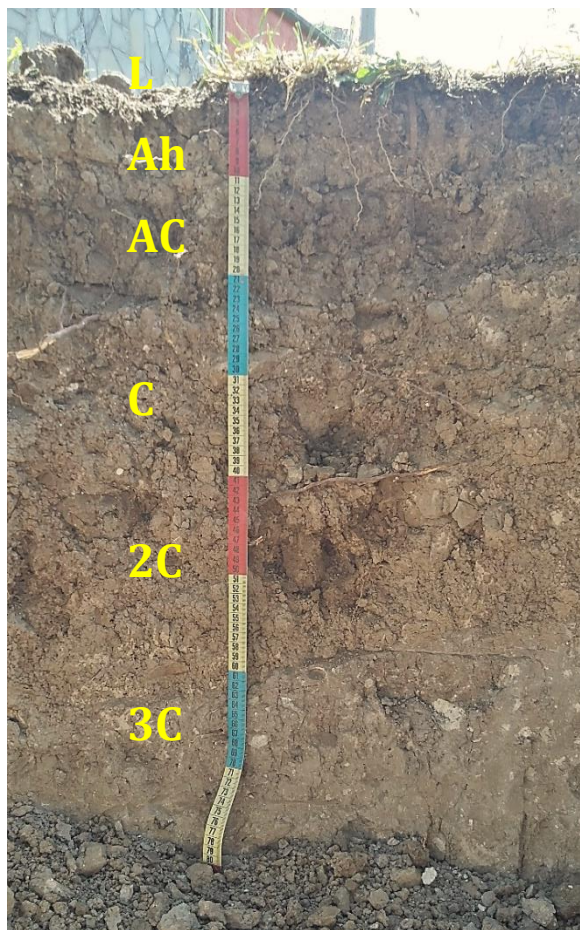


Figura 46. Perfil 05, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 05
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Spolic technosol (eu, ce, fv, hu, la, mo).
- Fecha de la descripción: 01/06/2018
- Autores: Vivian Alvarez Islas, Silke Cram.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín en el estacionamiento, frente a la entrada 2.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O
- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.
- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.

- Pendiente: Casi plano, 0-2%.
- Exposición: Este.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso escaso de estudiantes, sin aplicación de mulch. Árboles de ornato y pasto.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de sedimentos lacustres.
- Drenaje natural: Bueno.
- Condiciones de humedad en el perfil: seco a fresco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con distintos sedimentos, modificación del sitio original para establecer un jardín, tránsito ligero de estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil profundo con 84 cm, de textura arcillosa (R) a franco arcillosa (CR), con una profundidad fisiológica buena de (84 cm), material parental de relleno con presencia de artefactos (sedimentos lacustres, materiales de construcción, basura), con drenaje bueno, con poca pedregosidad a lo largo de todo el perfil, variando en cada horizonte de acuerdo con el relleno utilizado. Desarrollo de estructura en bloques subangulares de grado moderado a fuerte; todo el perfil es poroso, predominando los poros del tipo intersticial fino; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces muy buena. El perfil cuenta con un mantillo tipo Mull de 1 cm de espesor, donde se observó una estratificación del horizonte L-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica alto en los primeros 2 horizontes y pH ligeramente básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana-baja, alta capacidad de campo, agua disponible para

las plantas y conductividad hidráulica. La CIC fue de alta a mediana y el contenido de bases intercambiables alto. Se encontraron altos contenido de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Mull

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+1-0
Ah	0-11

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Ah	0-11	Color en húmedo 7.5YR 3/2, textura arcillosa (R), contenido medio de materia orgánica de 10%, pH básico (pH=7.6), seco (pF=3), 1% de pedregosidad (cantos medianos), contenido bajo de carbonatos (k2); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño medio y fino de grado moderado; con muchos poros finos y muy finos intersticiales y comunes finos y medios tubulares; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.93 g/cm ³ , densidad de raíces muy alta con límite claro uniforme.
AC	11-22	Color en húmedo 7.5YR 3/1, textura de arcillosa a franco-arcillosa (R-CR), contenido medio de materia orgánica de 12%, ligeramente básico (pH=7.6), fresco a seco (pF=3.5), 2% de pedregosidad (canto mediano y grueso); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño fino y medio de grado moderado; con pocos poros de tamaño fino tubulares y muchos de tamaño fino y muy fino intersticiales; estabilidad de agregados muy baja y densidad aparente baja de 0.85g/cm ³ , densidad de raíces alta con límite claro uniforme.
C	22-39	Color en húmedo 7.5YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), pH básico (pH=8), seco-fresco (pF=3.5), 7% de pedregosidad (canto grueso), contenido bajo de carbonatos (k2); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño grueso, medio y fino de grado moderado; con poros comunes muy finos y finos intersticiales y muy pocos finos tubulares; estabilidad de agregados media y densidad aparente media de 1.1 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite claro uniforme.
2C	39-59	Color en húmedo 10YR 4/2, textura arcillosa (R), pH básico (pH=8.1), seco-fresco (pF=3.5), 1% de pedregosidad (canto muy grande), contenido medio de carbonatos (k3); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño muy grueso, medio y fino de grado fuerte; con poros comunes finos y muy finos intersticiales y muy pocos finos y medios tubulares; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1.03 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite claro uniforme.

3C	54-84	Color en húmedo 10YR 3/2, textura de franco-arcillosa a arcillosa (CR-R), pH básico (pH=8), seco (pF=3), 2% de pedregosidad (canto grande), contenido medio de carbonatos (k3); estructura masiva (ligera cementación); con pocos poros finos y muy finos intersticiales; densidad aparente baja de 0.82g/cm ³ , densidad de raíces muy baja, con límite claro uniforme.
----	-------	---

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

El material parental es de diversos orígenes y momentos conforme se llevó a cabo la construcción del área verde. Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos, color y pedregosidad.

Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica entre el 10 y 12%, con una densidad de raíces muy alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B. En el último horizonte se observó una estructura masiva e inicios de procesos de cementación.

La clasificación Spolic technosol (eutric, clayic, fluvic, humic, loxic, mollic) fue designada debido a la presencia de varias capas de materiales dragados (spolic) de sedimentos lacustres (fluvic), con alta saturación de bases (eutric), predominando con textura arcillosa (clayic), con un contenido de materia orgánica >1% en los primeros 50 cm (humic), bajas densidades a lo largo del perfil (loxic) y se identificó un horizonte móllico considerando los dos horizontes A (22 cm), que cumplieron con el color oscuro, una alta saturación de bases y alto contenido de materia orgánica (mollic).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 84cm (profunda) con una penetrabilidad de raíces de muy buena hasta los 59cm. El volumen total de poros es de muy alto (76.5%) a mediano (42%), la capacidad de aireación (CA) es de mediana (8.5%) a baja (3%) en horizontes más inferiores.

También se pudo observar una alta disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 176 L/m²; alta capacidad de campo (CC) (498 L/m²); alta conductividad hidráulica; alta capacidad de intercambio catiónico en los horizontes orgánicos y mediana en los horizontes inferiores; alta concentración de bases intercambiables (175 molc/m²). En el perfil se encontró muy baja erosionabilidad (0.1), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes. Hay presencia de humus en los primeros dos horizontes. El suelo presenta alto contenido de nitrógeno disponible (7.8 g/m²) y muy alto contenido de fósforo movilizable (312 g/m²). En este sitio la principal limitante

para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la baja capacidad de aireación y la mediana CIC a profundidad.

Jardín C, con mulch.

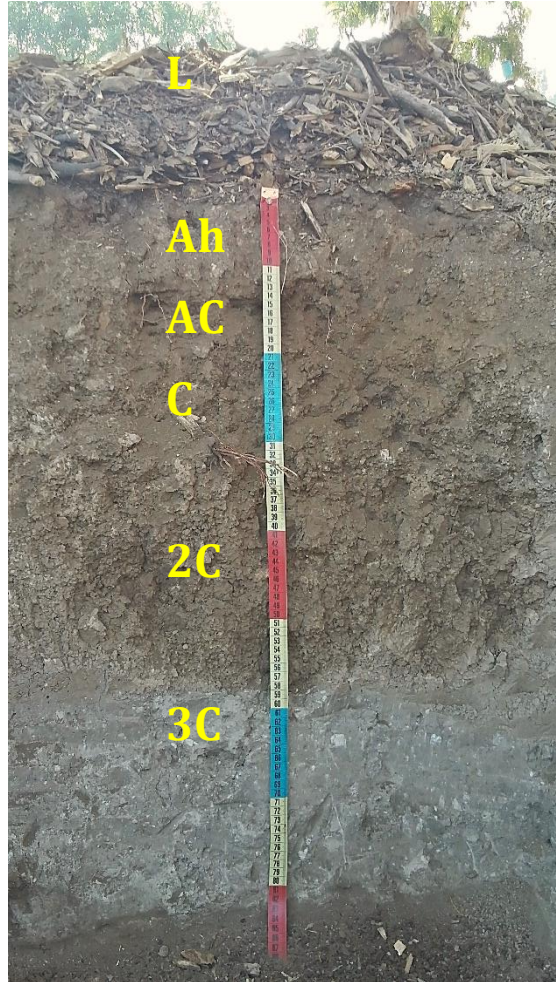


Figura 47. Perfil 06, en la foto se observan los seis horizontes delimitados.

I. Información acerca de la localidad

- Perfil número: 06
- Sitio: UAM, Azcapotzalco.
- Clasificación del suelo (WRB, 2015): Spolic technosol (eu, lo, fv, fo, hu, la).
- Fecha de la descripción: 01/06/2018
- Autores: Vivian Alvarez Islas, Silke Cram.
- Localización: UAM, Azcapotzalco. Jardín en el estacionamiento, frente a la entrada 2.
- Coordenadas UTM (m): 19°30'12"N 99°11'13"O

- Altitud (msnm): 2240.
- Forma del terreno: Jardín, casi plano.
- Unidad del paisaje: Interior de la universidad.
- Pendiente: Casi plano, 0-2%.
- Exposición: Este.
- Uso del suelo o vegetación: Jardín universitario, con paso escaso de estudiantes, con aplicación de mulch durante 20 años. Árboles de ornato: cedro.
- Clima: Templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad C(w0).
- Temperatura media anual (°C): 16.9°C.
- Precipitación media anual(mm): 766mm.
- Estado del tiempo al momento de la descripción: sin precipitación en los últimos 7 días, despejado (ET2-S).

II. Información general acerca del suelo

- Material parental: suelos de ranchos lecheros, relleno de sedimentos lacustres.
- Drenaje natural: Bueno.
- Condiciones de humedad en el perfil: seco a fresco.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: No.
- Evidencia de erosión: No.
- Presencia de sales o soda: No.
- Influencia humana: Relleno del suelo con distintos sedimentos, modificación del sitio original para establecer un jardín, tránsito ligero de estudiantes, construcciones alrededor del área, uso compartido del suelo con registros de agua e instalaciones eléctricas.

III. Descripción breve del perfil

Perfil profundo con 84 cm, de textura arcillosa (R) a franco arcillosa (CR), con una profundidad fisiológica buena de (84 cm), material parental de relleno con presencia de artefactos (sedimentos lacustres, basura), con drenaje bueno, con poca pedregosidad a lo largo de todo el perfil. Desarrollo de estructura en bloques subangulares de grado moderado a fuerte; todo el perfil es poroso, predominando los poros del tipo intersticial fino; con densidad baja; con penetrabilidad de raíces muy buena. El perfil cuenta con un mantillo tipo Moder de 16 cm de espesor, donde se

observó una estratificación del horizonte L-Of-Oh-Ah. El perfil presentó contenido de materia orgánica alto en los primeros 2 horizontes y pH básico en todo el perfil. Se encontró una capacidad de aireación mediana-baja, alta capacidad de campo, agua disponible para las plantas y conductividad hidráulica. La CIC fue de alta a mediana y el contenido de bases intercambiables alto. Con un contenido medio-alto de nitrógeno total, pero bajos contenidos de nutrientes disponibles para las plantas (P y N).

IV. Descripción del perfil

Mantillo tipo Moder

Horizonte	Profundidad (cm)
L	+15-+8
Of	+8-+1
Oh	+1-0
Ah	0-11

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Oh	+1-0	Color en húmedo 10YR 2/1, textura franco-arcillo-limosa (CRL), contenido alto de materia orgánica 15%, pH= 6.9 ligeramente ácido, fresco (pf=4), sin pedregosidad, sin estructura material suelto, muchos poros finos intersticiales, sin desarrollo de raíces, con densidad aparente baja (0.6 g/cm ³), con límite claro uniforme.
Ah	0-11	Color en húmedo 7.5YR 3/1, textura arcillosa (R), contenido alto de materia orgánica de 10%, ligeramente básico (pH=7.4), fresco (pF=4), 3% de pedregosidad (cantos finos); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño medio y fino de grado moderado; con muchos poros finos y muy finos; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.88 g/cm ³ , densidad de raíces muy alta con límite claro uniforme.
AC	11-18	Color en húmedo 7.5YR 3/1, textura de franco-arcillosa (CR), contenido alto de materia orgánica de 12%, ligeramente básico (pH=7.4), fresco a seco (pF=3.5); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño muy fino, fino y medio de grado moderado; con muchos poros de tamaño fino y muy finos intersticiales y tubulares; estabilidad de agregados muy alta y densidad aparente baja de 0.85g/cm ³ , densidad de raíces alta con límite claro uniforme.
C	18-32	Color en húmedo 7.5YR 3/2, textura franco-arcillosa (CR), pH básico (pH=7.7), fresco (pF=4), 3% de pedregosidad (canto fino), contenido bajo de carbonatos (k2); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño medio, fino y muy fino de grado moderado; con muchos poros finos intersticiales y pocos poros muy finos tubulares; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1.04 g/cm ³ , densidad de raíces media con límite claro uniforme.

2C	32-58	Color en húmedo 10YR 4/2, textura de franco-arcillo limosa a arcillo-limosa (CRL-RL), pH básico (pH=8.1), seco (pF=3), contenido medio de carbonatos (k3), 0.5% de artefactos (basura); estructura en bloques subangulares que rompen a BSA de tamaño grueso y mediano de grado fuerte; con poros comunes finos y muy finos intersticiales y pocos finos tubulares; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 0.97 g/cm ³ , densidad de raíces baja con límite claro uniforme.
3C	58-83	Color en húmedo 10YR 4/1, textura de franco-arcillosa a franco-arcillo-arenosa (CR-CRA), pH básico (pH=8.3), muy seco (pF=2), 5% de pedregosidad (canto fino y medio), contenido bajo de carbonatos (k2); estructura masiva (ligera cementación); con pocos poros muy finos intersticiales; estabilidad de agregados alta y densidad aparente baja de 1.09 g/cm ³ , densidad de raíces nula, con límite claro uniforme.

V. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes

El material parental es de diversos orígenes y momentos conforme se llevó a cabo la construcción del área verde. Se identificaron al menos tres deposiciones de materiales de tipo lacustres, posiblemente de material dragado en alguna presa. Estos tres materiales difieren en textura, contenido de carbonatos, color y pedregosidad.

Los primeros dos horizontes muestran acumulación de materia orgánica del 12%, con una densidad de raíces muy alta, esto se refleja en el pH que es un poco más neutro en estos horizontes y en la formación de estructura del tipo bloques subangular. En los horizontes inferiores no se observaron procesos pedogenéticos avanzados, no se registró ningún horizonte B. En el último horizonte se observó una estructura masiva e inicios de procesos de cementación.

La clasificación Spolic technosol (eutric, clayic, fluvic, folic, humic, loxic) fue designada debido a la presencia de varias capas de materiales dragados (spolic) de sedimentos lacustres (fluvic), con alta saturación de bases (eutric), predominando con textura franco-arcillosa (loamic), material orgánico en superficie (mulch) bien aireado (folic), con un contenido de materia orgánica >1% en los primeros 50 cm (humic) y bajas densidades a lo largo del perfil (loxic).

Características ecológicas

El perfil presenta una profundidad fisiológica de 84cm (profunda) con una penetrabilidad de raíces de muy buena hasta los 58cm. El volumen total de poros es de muy alto (76.5%) a alto (50%), la capacidad de aireación (CA) es de mediana (9.5%) a baja (5%) en horizontes más inferiores. También se pudo observar una alta disponibilidad de agua para las plantas (dCC) de 150 L/m²; alta capacidad de campo (CC) (404 L/m²); alta conductividad hidráulica; alta capacidad de intercambio catiónico en los horizontes orgánicos y mediana en los horizontes inferiores; alta concentración

de bases intercambiables (175 molc/m^2). En el perfil se encontró muy baja erosionabilidad (0.1), debido al contenido de materia orgánica en los primeros horizontes. Hay presencia de humus en los primeros dos horizontes. El suelo presenta medio-alto contenido de nitrógeno total, pero bajos contenidos de nitrógeno disponible (1.8 g/m^2) y fósforo movilizable (33.3 g/m^2). En este sitio la principal limitante para el crecimiento y establecimiento de las especies vegetales es la baja capacidad de aireación, la mediana CIC a profundidad y la baja disponibilidad de nutrientes.

2. Contenido de nutrientes

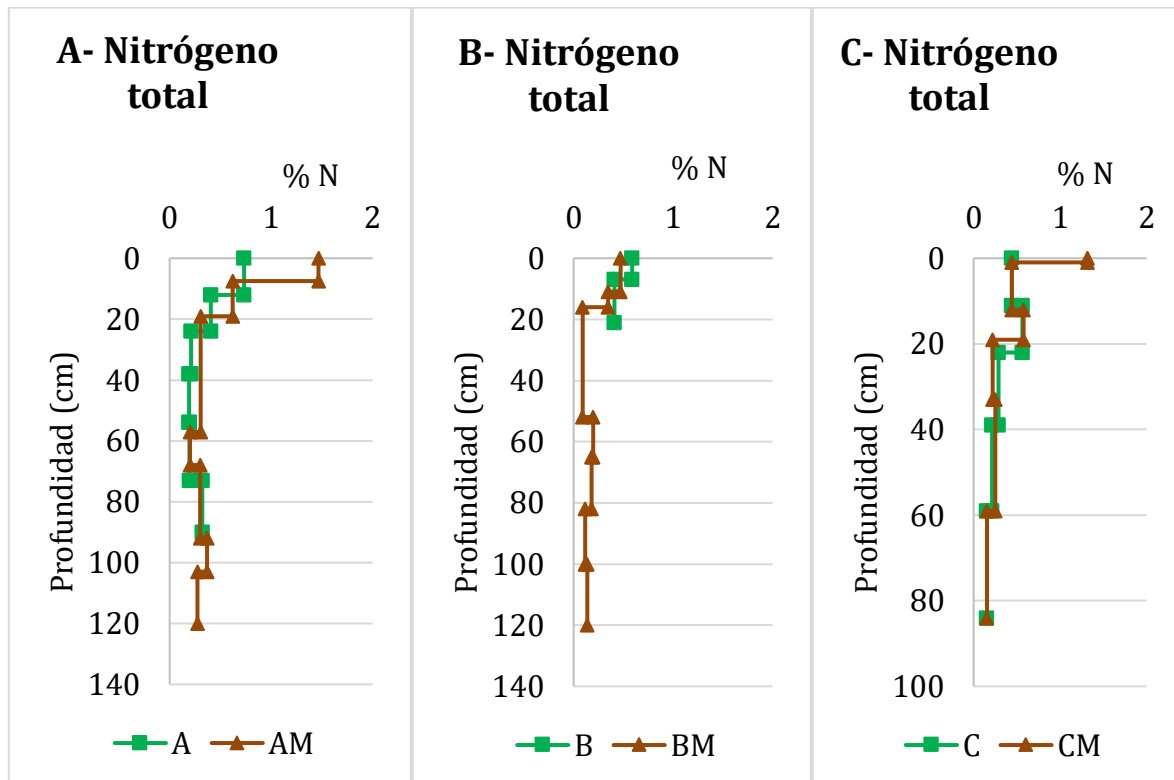


Figura 48. Contenido de nitrógeno total en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.

En las áreas verdes A y C en los sitios de mulch es mayor la concentración de nitrógeno en el primer horizonte (fig. 48).

En las áreas verdes A y C en los sitios de mulch se incrementa ligeramente la concentración de fósforo en el primer horizonte. Sin embargo, en las tres áreas verdes las mayores concentraciones de fósforo se encuentran en horizontes más profundos, este aporte de fósforo está relacionado con el material utilizado en la construcción de cada sitio (fig. 49).

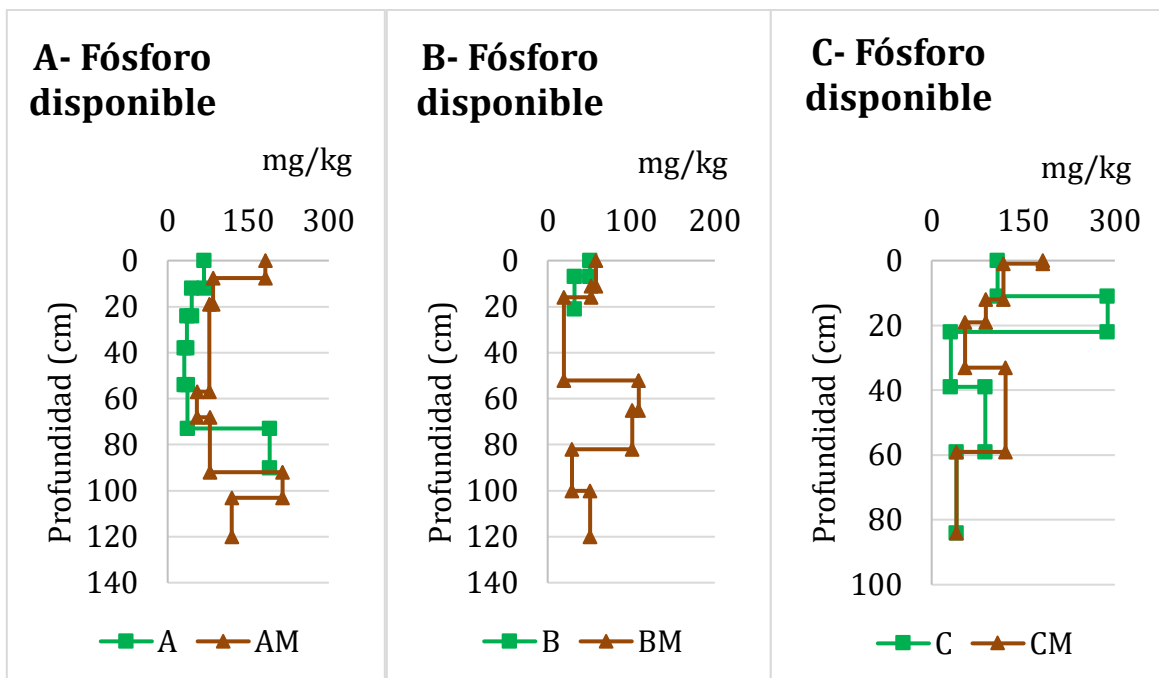


Figura 49. Contenido de fósforo disponible en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.

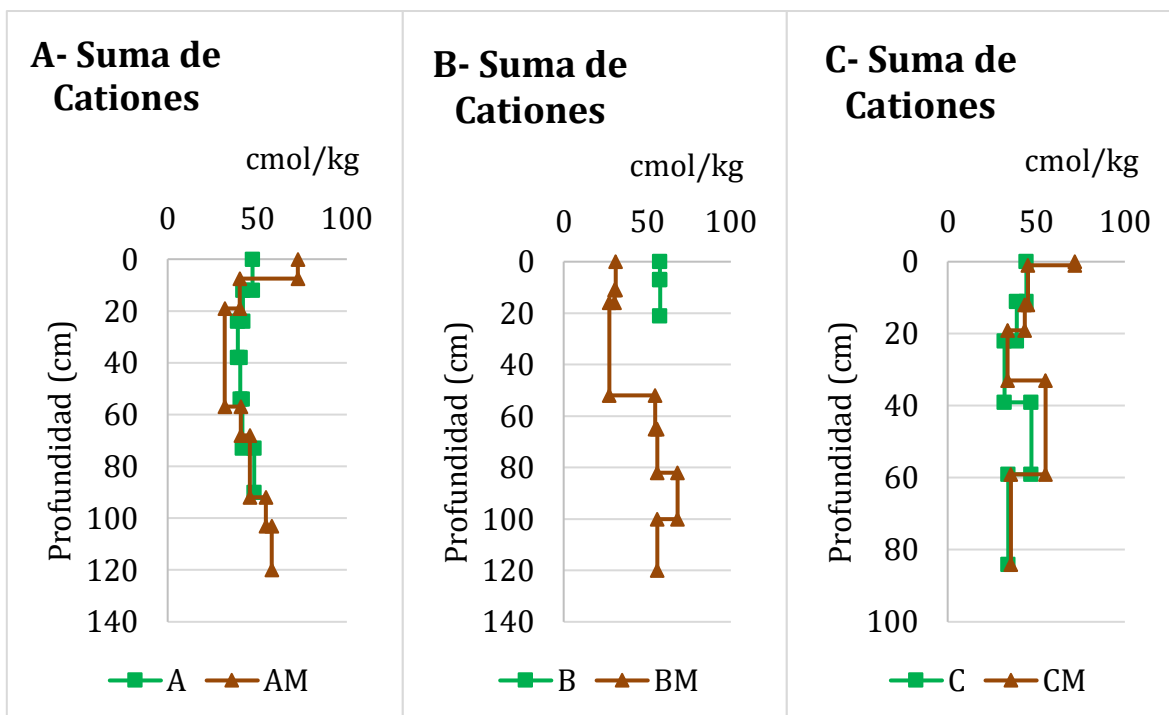


Figura 50. Contenido de cationes (Na, Ca, Mg, K) en el suelo a lo largo del perfil en las áreas verdes A, B y C. Las líneas cafés corresponden al suelo con mulch y las líneas verdes al suelo bajo pasto.

En las áreas verdes A y C en los sitios de mulch es mayor la concentración de cationes en el primer horizonte. En el área verde B en el horizonte superficial hay mayor contenido de cationes en el sitio con pasto. Después de los 60cm el sitio con mulch incrementa la concentración de cationes, este aporte puede estar relacionado con el material utilizado en la construcción de cada este sitio (fig.50).

3. Artículo

Alvarez Islas V., Cram Heydrich S., Chacalo Hilú A., Prado Pano B., y Barois I. (2020) Mexico City Urban Soils Quality Evaluation as a Support for Trees. In Watson G., Gilman E., Miesbauer J., Morgenroth J., Scharenbroch B., *The Landscape Below Ground IV: Proceedings of the Fourth International Workshop on Tree Root Development in Urban Soils*. p. 21-40.

Mexico City Urban Soils Quality Evaluation as a Support for Trees

Vivian Alvarez-Islas, Silke Cram-Heydrich, Alicia Chacalo-Hilú, Blanca Prado-Pano, and Isabelle Barois

Vivian Alvarez-Islas, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Investigación Científica, Cd. Universitaria, 04510, CDMX, México.

Silke Cram-Heydrich, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Investigación Científica, Cd. Universitaria, 04510, CDMX, México.

Alicia Chacalo-Hilú, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Departamento de Energía, Av. San Pablo, 180. Col. Reynosa Tamaulipas. 02200, CDMX, México.

Blanca Prado-Pano, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, CDMX, México.

Isabelle Barois, Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C. (INECOL), Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

Abstract

The main problems urban trees face in green areas of Mexico City are commonly related to site conditions. Urban soils are often heavily disturbed, have low organic matter content, and the edaphon activity is reduced. Within the city, it is common practice to remove leaf litter and other types of natural wastes from the soil, preventing the entrance of new organic matter into the soil. In addition, the continuous human foot traffic over green areas causes soil compaction, decreases soil porosity, and reduces soil aeration capacity and water retention; essential conditions for the proper growth of trees. In this project, we studied how the use of mulch can improve soil quality for tree growth. We propose indicators to monitor soil quality in Mexico City in order to support trees. We characterized soils that have been mulched for several years and soils without mulch. The variables that we considered were: the amount of water available

for trees, aeration in the root zone, the availability of nutrients, and the edaphic biodiversity. First results show that mulch balanced the distribution of soil pore size, improving aeration and increasing water retention. Moreover, mulch increased nutrient content, which therefore increased the number of macrofauna organisms per square meter up to 10 times.

Introduction

Soil is essential for plant growth, since it provides space for roots, nutrients, water, and aeration. Maintaining a healthy environment in the root zone depends on physical, chemical, and biological soil properties that determine soil quality and ensure that the rhizosphere performs its functions correctly (Scharenbroch and Catania 2012; Hiron and Percival 2012). However, urban green area trees face challenges for optimal growth and development, which are mainly related to the low quality of the soils and sites, due to anthropic influence. Urban soils are characterized by having high soil bulk density and low pore space, which affect the ability to retain water, air, and nutrients; they have high pH values and high salinity (Craul 1985; Scharenbroch et al. 2005; Pouyat et al. 2007; Pouyat et al. 2010). Frequently they contain environmental contaminants and a low organic matter content (Scharenbroch et al. 2005; Pouyat et al. 2008). In addition, soils in urban areas usually do not have an organic layer on their surface, where most soil organisms are found. Soils are constantly devoid of new organic matter (Craul 1985), leaving the vegetation without the natural mulch that could be found in forests. In addition to this, the continuous passage of humans over green areas increases soil compaction and affects soil microbial processes (Kissling et al. 2009). The degraded condition of urban soils limits urban tree growth and health.

The challenges urban trees face are often related to soil conditions, which are usually low soil moisture and nutrient-poor and compacted soil (Zaragoza Hernández et al. 2014; Zaragoza Hernández et al. 2015). Mexico City is not an exception. Growing trees in areas with low-quality soils, which are compacted, with poor aeration and drainage, without organic matter, and with reduced volumes, causes urban trees to die before reaching maturity (Sæbø and Ferrini 2006). In addition, with the lack of quality sites in urban green areas for planting trees (Chacalo and Pineau 1991), anthropogenic damage, poor tree maintenance (irrigation and fertilization) and chronic exposure to air pollutants, create a very stressful environment for urban trees in Mexico City (Chacalo and Zanzi 1999; Zaragoza Hernández et al. 2015).

For this reason, the evaluation and improvement of urban soils is essential to ensure healthy trees in the city. This project will explore the benefits of adding mulch around trees as a practice to restore urban soils in Mexico City. We evaluated the effect of a mulch layer on the urban soil, expecting it will have a positive influence on biological processes in the soil, soil porosity, and the amount of water and nutrients available for trees. We believe that improving soil quality will consequently increase suitability and quality of the urban trees, since the soil will allow a better root growth and will reduce hydric stress.

To evaluate the quality of urban soils that support trees, we choose 4 indicators: soil porosity, which gives information on aeration in the root zone; soil water retention, which is useful for determining the hydric stress that trees could suffer; nutrient content; and edaphic diversity, which may provide insight about ecosystem functions and biodiversity attributes.

Material and Methods

Experimental Site

Three urban green areas (A, B, C) inside Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, located in the northwest of Mexico City, Mexico, were selected. These green areas are characterized by their free access to users and are adjacent to parking lots and school buildings.

Soil Sampling and Characterization

In each green area, we selected trees to which mulch was added on the soil (m+) around the trunk for at least 5 years. They were compared with soils without mulch (m-). We made a detailed soil description of one profile at each site (Siebe et al. 2016). Inside each green area we sampled 12 trees with mulch (m+) and 12 sites without mulch (m-). Near every tree a disturbed soil sample was collected for laboratory analyses and two undisturbed core samples were collected with 100 cm³ cylinders for bulk density determinations. In the laboratory, the samples were air-dried, sieved (<2 mm) and ground before analysis. Particle size distribution was measured by the pipette method after eliminating the organic matter with H₂O₂ treatment (Schlichting et al. 1995). Soils from intact soil cores of 100 cm³ were dried at 105 °C until constant weight to determine bulk density. Particle density was measured with the pycnometer method (Blake and Hartge 1986). Soil pH was measured in soil water suspensions 1:2.5 (wt/vol) in distilled water with a Beckman34 potentiometer (ISRIC 1992). Electrical conductivity was measured in an aqueous soil extract in de-ionized water (1:5 soil : water).

Soil Porosity Determination

Soil porosity was obtained by two methods. The first one was from the relation between bulk density and particle density, according to the formula (Klute et al. 1986):

$$\% \text{ Porosity} = (1 - (\text{bulk density (g/cm}^3\text{)} / \text{particle density (g/cm}^3\text{)})) \times 100$$

Soil porosity was also obtained by the interpretation of the water retention curve parameters explained below.

Field Measures

In both mulched and nonmulched soils, water tension sensors (gypsum blocks) were installed at three depths (0 to 12, 12 to 24, and 24 to 36 cm), and connected to a datalogger (Watermark 900M monitor). A temperature sensor was installed at 0 to 12 cm. Temperature and water tension were recorded for 4 months.

Soil water retention curves were determined using 8 soil columns under greenhouse conditions. The columns were excavated on the field sites at different depths (A1 to A3 at 0.05, 0.15, and 0.25 m in green area A without mulch, AM1 to AM3 at 0.05, 0.15, and 0.25 m in green area A with mulch, B1 at 0.05 m in green area B without mulch, and BM1 at 0.05 m in green area B with mulch) by inserting a 0.1-m-long, 0.1-m-inside-diameter PVC tube into the soil. In the greenhouse lab, columns were oriented vertically and inside each of them a water tension sensor (gypsum block) was installed. Columns were saturated with water by capillarity and then air-dried at room temperature. During the drying time, daily soil moisture was measured with a TDR (ΔT -Wet-2 sensor). This process was repeated 3 times. With these data, we obtained a water retention curve for each column. To obtain the water retention curve parameters, we

selected the Brooks and Corey model (Brooks and Corey 1964) in the software SWRC fit (Seki 2007).

Nutrient Content Determination

In each green area in both mulched and nonmulched soils, the total organic carbon and total nitrogen was determined with a CNHS autoanalyzer (Perkin Elmer 2400). Exchangeable cations were extracted with 1 N ammonium acetate at pH 7, Ca and Mg were determined with atomic absorption spectrophotometry (Perkin Elmer PinAAcle 900 H), while K and Na were analyzed by flame emission spectrophotometry (Sherwood 360).

Macrofauna Sampling

At each site, two soil monoliths (25 ×25 ×15 cm) were excavated following the method of the Tropical Soil Biology and Fertility program (Anderson and Ingram 1993). A total of 12 monoliths were sampled: 6 in mulched sites, and 6 sites without mulch. The soil of each monolith was examined manually and macrofauna (all the organisms above 2 mm) were collected and placed in their respective plastic containers containing 70% alcohol; except for earthworms, which were kept in containers with alcohol at 90%. Afterwards, the taxonomic groups were identified, counted, and weighed in the laboratory with the help of taxonomic keys (Dindal 1990; Palacios Vargas et al. 2014). In general, the organisms were identified up to class for Myriapoda, order level for insects and morphospecies level for earthworms.

Data Analysis

Bulk density, particle density, porosity, soil pH, and electrical conductivity, mean and standard deviation were calculated from the 12 samples measured in each green area. For the edaphic diversity results, from the 6 monoliths collected beneath the mulch and the 6 without mulch, the average and the standard deviation were also obtained.

Results and Discussion

Even though the mulched sites were only a couple of meters from the sites without mulch, the soil profiles were different one from another. Differences seemed to be related to the heterogeneity of the fill materials used in the soil construction histories inside the campus green areas. Differences were also observed in the soil depth. For example, in green area B the mulch site soil was over one meter deep, while the nonmulched site was only 20 cm deep over granite rock fill. In all described soil profiles we found a great diversity of anthropic artefacts, according to urban soil classifications (Rossiter 2007; Burghardt et al. 2015; Morel et al. 2015), for example, nails, styrofoam layers, screw caps, wires, all of which seemed to be construction residual materials or garbage. But we also found clay dishes, which could have a more ancient origin.

Soil Porosity

To determine soil porosity, we measured bulk and particle density in soils with mulch (m+) and without mulch (m-) in the surface soil of green areas A, B, and C. We observed that for green areas A and C, the mulched sites appeared to have slightly lower bulk densities than nonmulched sites (Figure 1). In green area B, bulk densities were very similar between treatments. This could be because this green area has more human foot traffic and the mulch needs to be replenished more often—every 3 months compared to once a year in green areas

A and C. Therefore, the organic matter from decomposing mulch may not be incorporated into the soil as well in green area B, and the effect on bulk density is not appreciable.

Particle density depends on the material composition of the soils. As these urban soils were constructed with a high diversity of materials, soil porosity is also affected by the soil history. Consequently, mulch had no effect on soil particle density (Figure 2).

Soil porosity was generally very similar between mulched and nonmulched sites. In green areas B and C, the total amount of pores was separated by less than 2% between treatments (Figure 3). In green area A, porosity was 11% higher in soils under mulch treatment. In order to explore more about soil pore distribution, porosity was also obtained by the interpretation of the water retention curve.

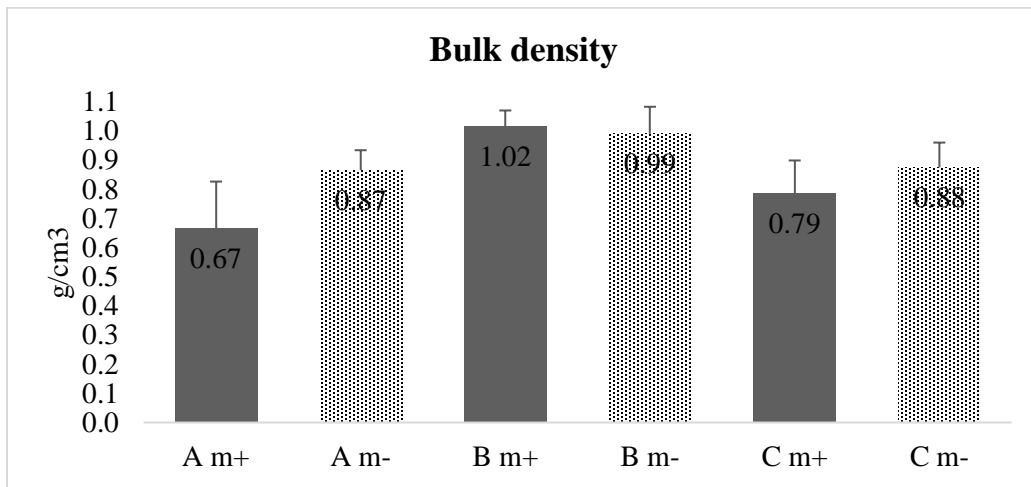


Figure 1. Bulk density of sites with and without mulch in green areas A, B, and C.

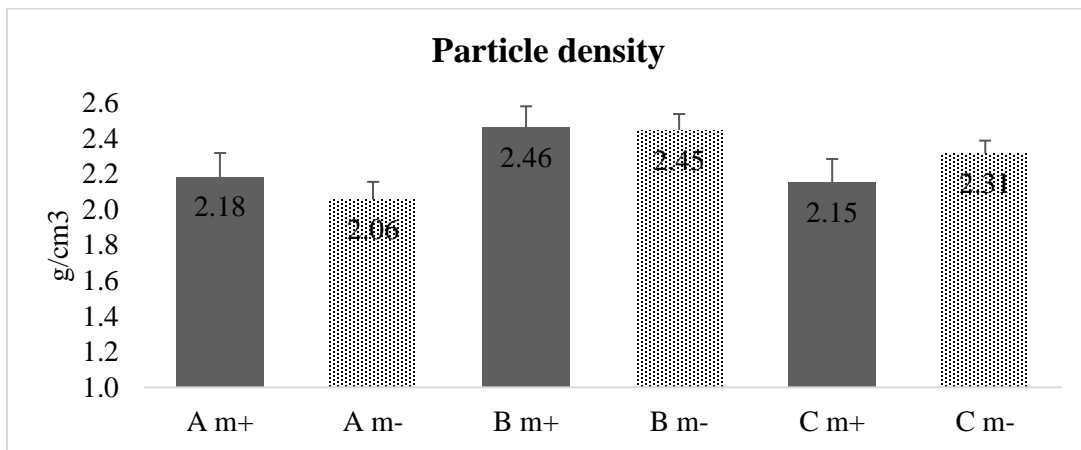


Figure 2. Particle density of sites with and without mulch in green areas A, B, and C.

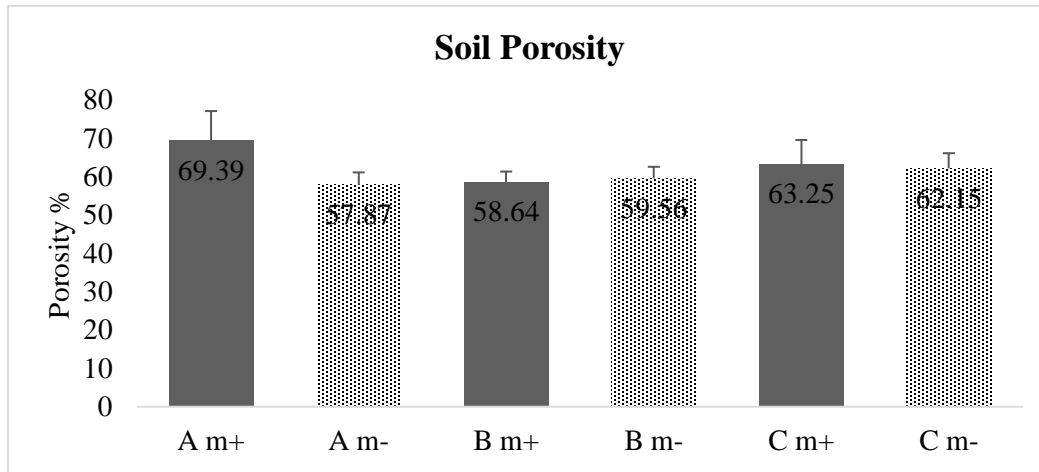


Figure 3. Soil porosity of sites with and without mulch in green areas A, B, and C.

Water Retention

To evaluate water retention, we compared the time it took for the soil to dry. The biggest difference was seen near the surface (Figures 4 and 5). The soil with mulch retained water for a longer time than the soil without mulch. This effect is mainly observed in the 0 to 12 cm depth and to a lesser degree in the 12 to 24 cm depth. We observed that mulch also buffered the day/night moisture differences. The daily peaks are smaller in the soil under mulch. Water retention curves also showed the influence of mulch. (Figure 6)

When comparing water retention curve parameters, we found, in accordance with density results, that the total porosity was similar between treatments. Values for saturation and residual water content in both were similar (Table 1). However, pore size distribution along the water retention curve changed. We observed a more balanced pore size in soils with mulch. While in nonmulched soils there are predominantly medium pores, in mulched soils we found large, medium, and small pores. When comparing air entry values (h_b), mulched soils presented lower values, which means that in mulched soils it is easier for the air to enter in the soil pores. Mulched soils therefore have a greater amount of larger pores that facilitate soil aeration. On the other hand, when comparing the average pore size values (λ), we observed that mulched soils presented lower values. The greater number of small pores in mulched soil should increase water retention. More water retention in soils can benefit urban trees by lowering the risk of hydric stress. So even though the total porosity does not change with the addition of mulch, we observed that mulch has a beneficial effect on soil quality by balancing the pore size distribution. Mulch increases the number of bigger pores, which enhances aeration in the root zone, but at the same time it increases the number of smaller pores, which augments water retention.

By obtaining the water retention curve, we could better understand the pore size distribution in soils. This allowed us to identify how the mulch treatment benefits soil porosity. This information could not be deduced using the density method for determining porosity. For that reason, we recommend working with the water retention curve for a deeper understanding of how mulch affects soil porosity.

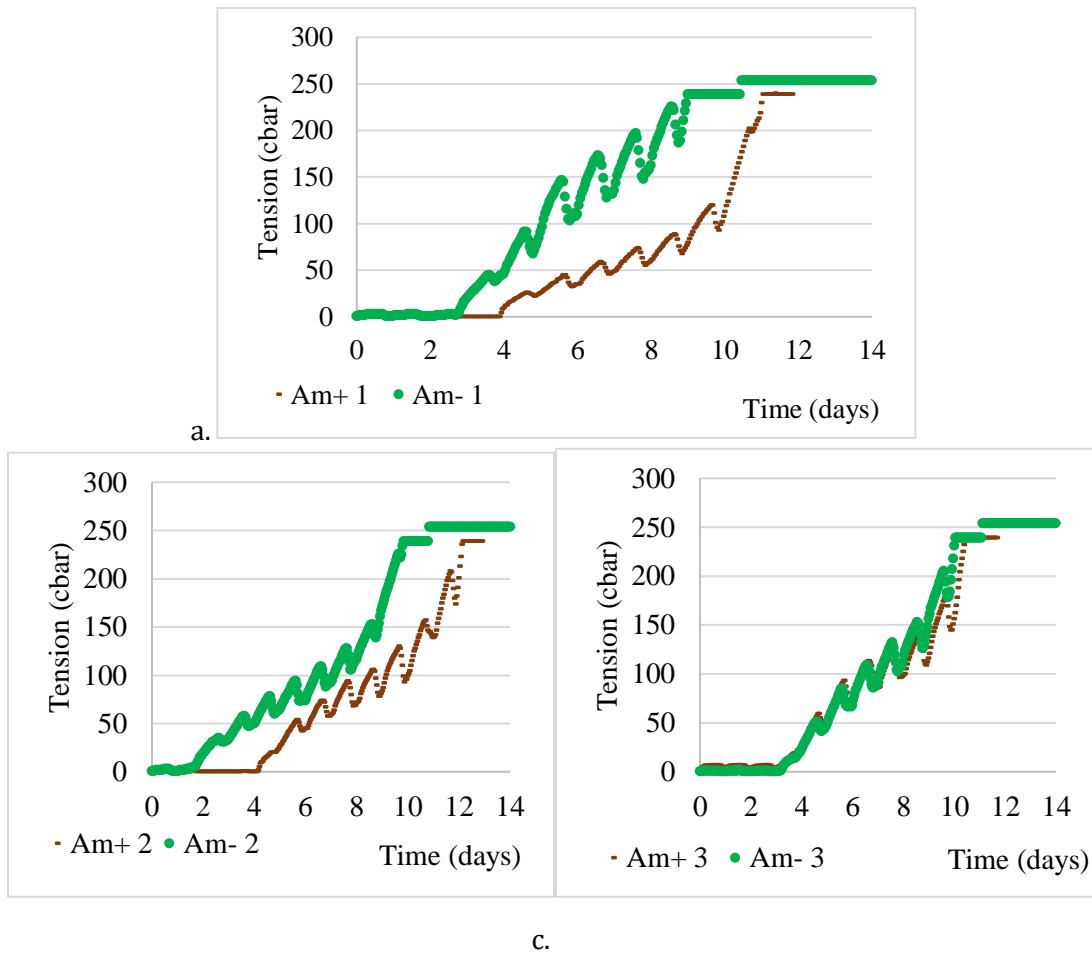


Figure 4. Soil water retention of green area A at three depths, 0 to 12 cm (a), 12 to 18 cm (b) and 24 to 36 cm (c). The graph shows the time it takes for soil to reach 254 cbar. The thinner lines represent the soil with mulch and the thicker lines the soil without mulch.

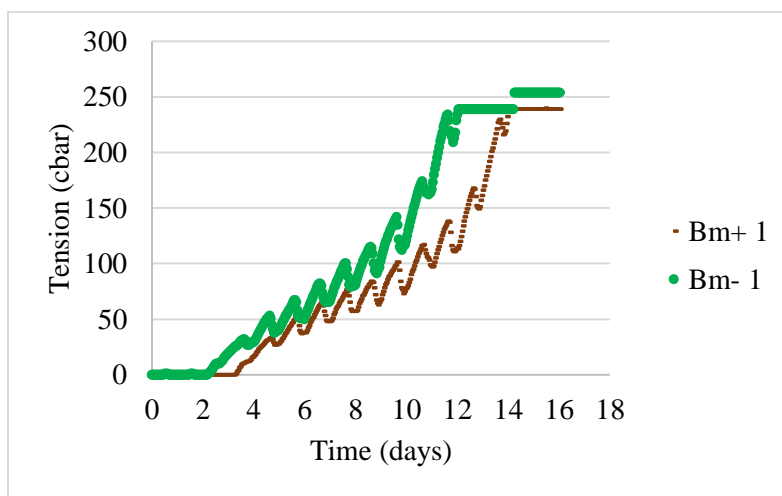


Figure 5. Soil water retention in the 0 to 12 cm soil depth of green area B. The graph shows the time it takes for soil to reach 254 cbar. The thin line (Bm+ 1) is the soil with mulch and the thick line (Bm- 1) is the soil without mulch.

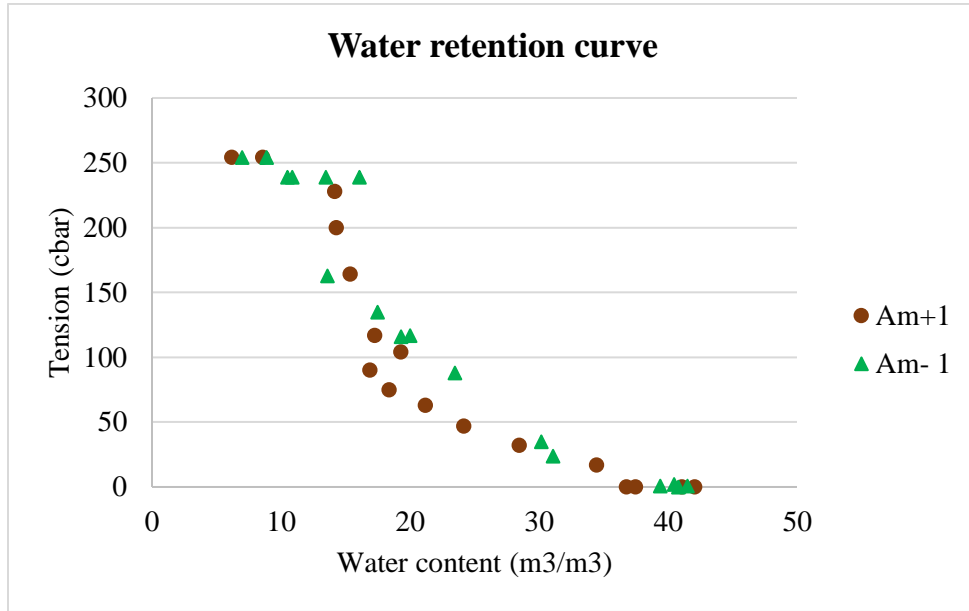


Figure 6. Soil water retention curves in green area A (representative for other sites). The circles represent the soil with mulch and the triangles are the soil without mulch.

Table 1. Soil water retention curve parameters in green area A with the Brooks and Corey model.

Parameters	Am- 1	Am+ 1
θ_s (m ³ /m ³) Saturated water	40.959	42.19
θ_r (m ³ /m ³) Residual water	0.0000198	0.0011654
hb (cbar) Air entry value	3.1466	0.00075011
λ Pore size distribution index	0.24098	0.072873

Soil Temperature

Mulch also helped to regulate day/night temperature fluctuations in soil temperature (Figure 7). The temperature variation range in sites without mulch is 2 to 18 C°, but when soil is covered with mulch the range is much narrower, 2 to 5 C°. In the future we will continue studying this in order to determine how the tree shadow and the mulch contribute to this effect.

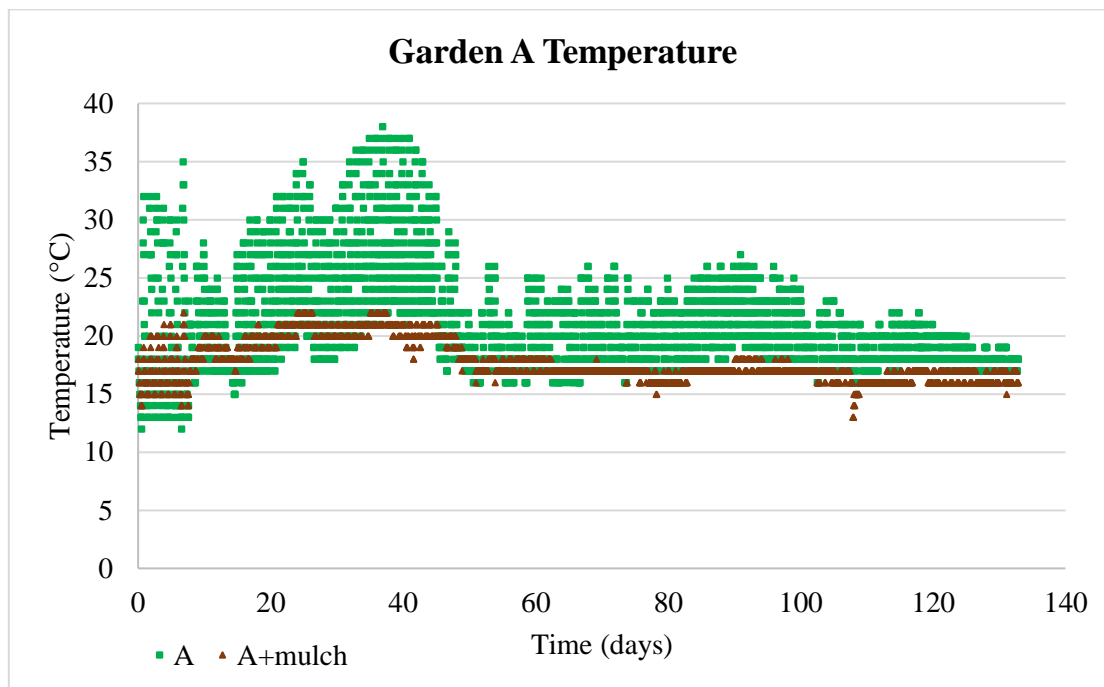


Figure 7. Daily soil temperature measurements from May to October 2018 in green area A. The darker line is the soil with mulch and the lighter line is the soil without mulch.

Nutrient Content

To evaluate the soil nutrient content, we determined soil pH and electric conductivity in the superficial soils with mulch (m+) and without mulch (m-) of green areas A, B, and C (Table 2). We observed higher electric conductivity in mulched soils than in soils without mulch in green areas A and C (Figure 8). This indicates that the concentration of ions in the soil solution is higher in the mulch treatment, which could be the result of a higher concentration of nutrients (Domsch et al. 2003; do Carmo, de Lima, et al. 2016; do Carmo, Silva, et al. 2016). In green area B the values were similar. This could be related to greater human traffic and reduced persistence of mulch in this green area, similar to the previous bulk density discussion.

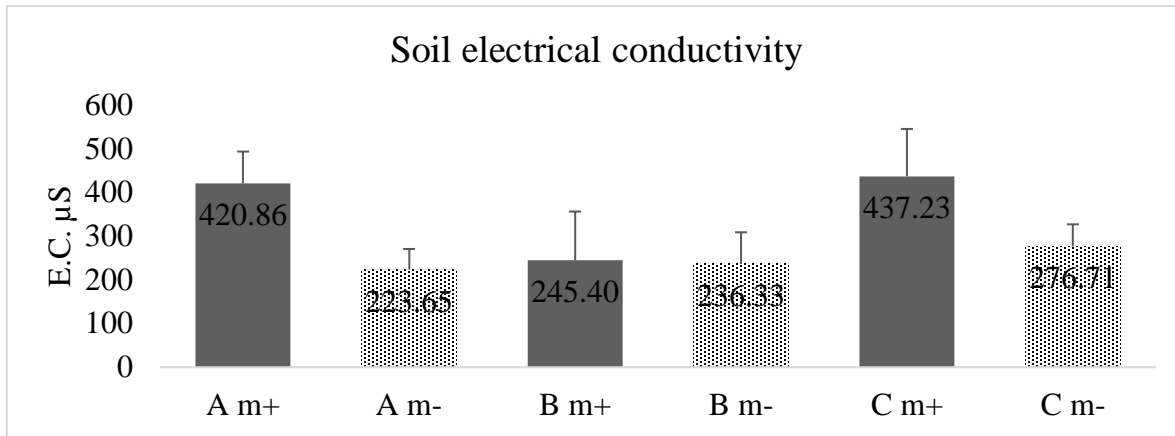


Figure 8. Soil electrical conductivity in sites with and without mulch in the 3 green areas (A, B, and C).

Soil pH values were very similar between mulch and nonmulch treatments (Figure 9), though lower pH values may have been expected in mulch treatment as a consequence of higher amounts of organic acids due to organic matter decomposition (Domsch et al. 2003; Weil and Nyle 2017).

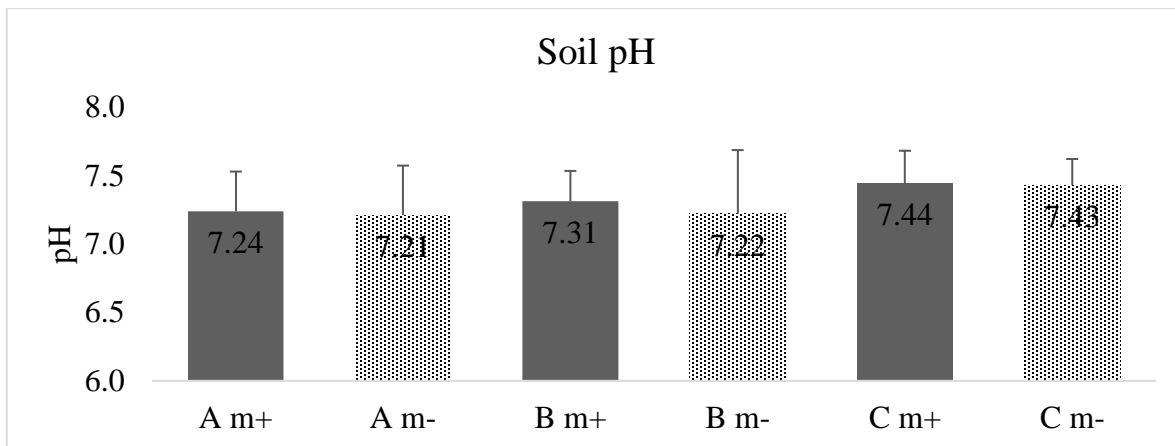


Figure 9. Soil pH in sites with and without mulch in the 3 green areas (A, B, and C).

In order to confirm the nutrient content in soils with and without mulch we measured the total organic carbon, total nitrogen and the exchangeable cations: Ca, Mg, Na and K (Table 4). Values of all measured nutrients in green areas A and C were higher under mulch. However in green area B, in accordance with bulk density and electrical conductivity results, nutrient content values were very similar with and without mulch.

Nutrient content determinations were consistent with electrical conductivity results. For future research we propose electrical conductivity as a useful indicator for nutrient content. On the other hand, pH values didn't accurately reflect the variation in soil nutrient content.

Table 2. Soil nutrient content values in soils with and without mulch in the 3 green areas (A, B, and C).

Parameters	A m+	A m-	B m+	B m-	C m+	Cm-
% C	21.98	8.39	4.43	5.77	18.61	4.40
% N	1.47	0.73	0.47	0.59	1.32	0.44
Ca (cmol/kg)	49.36	33.46	22.22	43.28	47.15	31.46
Mg (cmol/kg)	15.51	9.90	5.53	5.69	15.43	7.65
K (cmol/kg)	7.45	3.96	3.20	8.25	8.94	5.07
Na (cmol/kg)	0.31	0.12	0.18	0.35	0.40	0.20

Edaphic Biodiversity

Finally, we evaluated edaphic biodiversity by measuring the macrofauna in soils (Figure 10). We found that in sites with mulch, the number of organisms per square meter were 10 times higher than in sites without mulch. The diversity increased as well. Under mulch we found between 7 and 9 groups, while in sites with no mulch only between 4 and 6 groups. Two macrofaunal groups (Hemiptera and Araneae) were found exclusively in mulched soils. The Diplopoda from the class Myriapoda were dominant in the mulched soil, where they were more than 60% of the total density. Also, there was a higher number (3.4 times more) of earthworms per square meter in mulched sites. In mulched sites the earthworm morphospecies varied between 2 and 5, while in sites without mulch we only found 2 or 3 morphospecies (Figure 11). Sites with mulch had increased edaphic biodiversity.

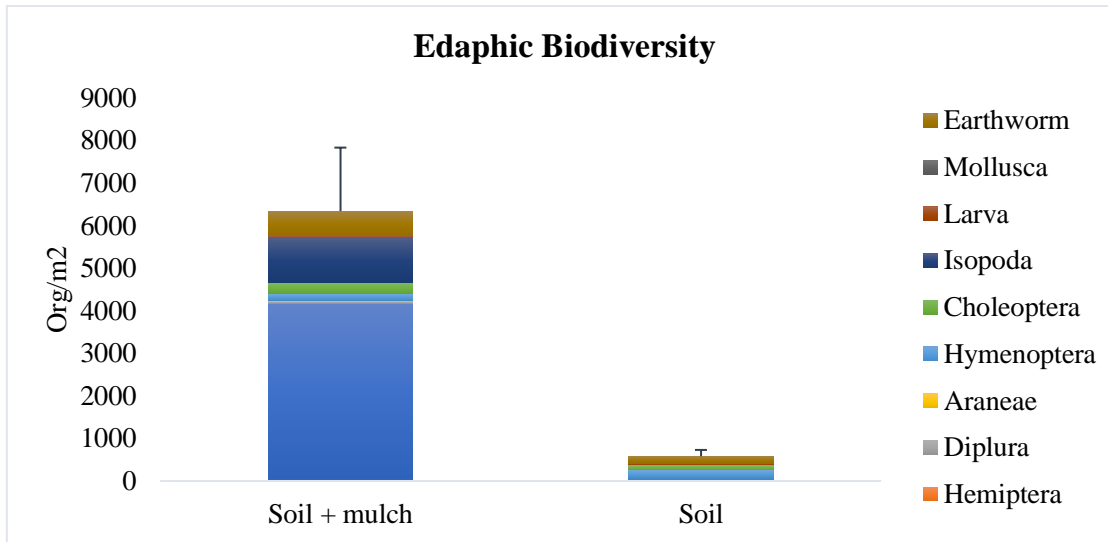


Figure 10. Total soil macrofauna density and taxa in sites with mulch and without mulch (vertical lines indicate the standard error n=6).

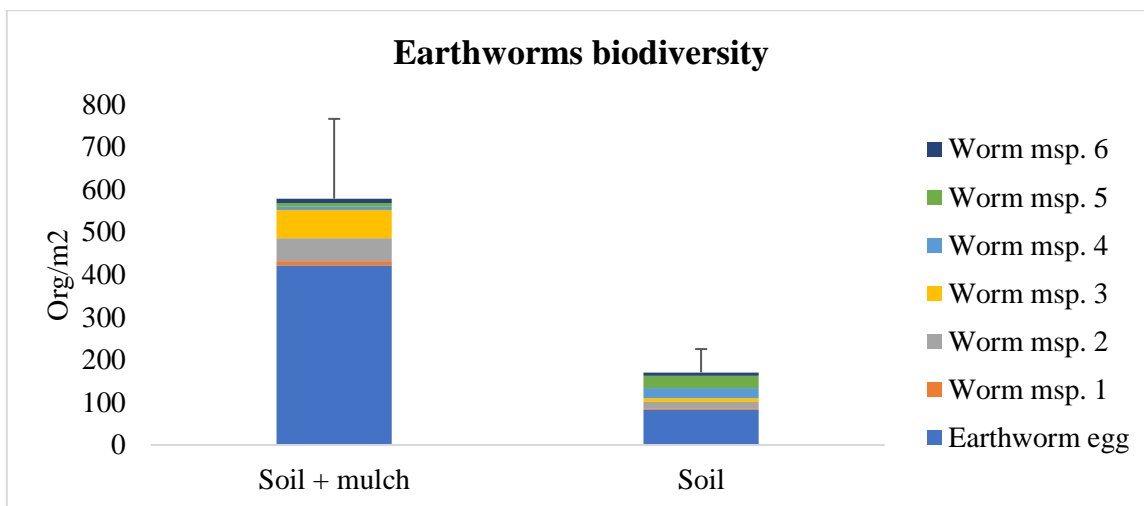


Figure 11. Total earthworm density and taxa in sites with mulch and without mulch (vertical lines indicate the standard error n=6).

Conclusions

Mulched and nonmulched soil quality to support better trees was evaluated for Mexico City local conditions. Mulch enhanced soil conditions, resulting in a better biodiversity of the soil, increasing soil water retention and soil porosity. Mulch also increased soil electrical conductivity, which may reflect greater amounts of nutrients. The mulch also attracts wood detritivore faunas like the Diplopoda. When evaluating root aeration, hydric stress, nutrient cycling, and ecosystem functionality in urban soils, mulching improved soil properties that support trees. As this is a working project, future research in this project would compare field water retention results with laboratory results, characterize organic matter, and continue with classification of the edaphic macrofauna, specifically the earthworms.

Acknowledgments

We are grateful to CONACYT for the master scholarship received by Vivian Alvarez Islas to carry out this research. To David Garcia Segura, Josué Geovanny Cadena López, and Eliudimir Peña Ramírez: Thank you for your help in the identification of organisms.

Literature Cited

Anderson JM, Ingram JSI. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. *The Journal of Ecology*. 78(2):547. doi:10.2307/2261129.

Blake GR, Hartge KH. 1986. Methods of soil analysis, part 1: physical and mineralogical methods. *American Society of Agronomy*:363-375.

Brooks RH, Corey AT. 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers* 3. (March):27.

Burghardt W, Morel JL, Zhang GL. 2015. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). *Soil Science and Plant Nutrition*. 61(0):3-21. doi:10.1080/00380768.2015.1046136.

do Carmo DL, de Lima LB, Silva CA. 2016. Soil fertility and electrical conductivity affected by organic waste rates and nutrient inputs. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 40:1-17. doi:10.1590/18069657rbc20150152.

do Carmo DL, Silva CA, de Lima JM, Pinheiro GL. 2016. Electrical conductivity and chemical composition of soil solution: comparison of solution samplers in tropical soils. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 40:1-17. doi:10.1590/18069657rbc20140795.

Chacalo A, Pineau M. 1991. Situation Des Arbres Urbains Dans La. 17(February):49-54.

Chacalo A, Zanzi D. 1999. What problems do trees face in your city? How can these problems be solved? 25(November):333-336.

Craul PJ. 1985. A description of urban soils and their characteristics. *Journal of Arboriculture*. 11:330-339.

Dindal DL. 1990. Soil biology guide. *Insecta: Coleóptera*. 5:1349.

Domsch H, Kaiser T, Witzke K, Sachse H. 2003. Soil electrical conductivity and soil nutrient sampling investigations in an older moraine area. *LANDTECHNIK*. 3:140-141.

Hirons AD, Percival GC. 2012. Fundamentals of tree establishment: a review. *Trees, People and the Built Environment*:51-62.

Kissling M, Hegetschweiler KT, Rusterholz HP, Baur B. 2009. Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. *Applied Soil Ecology*. 42(3):303-314. doi:10.1016/j.apsoil.2009.05.008.

Klute A, Danielson RE, Sutherland PL. 1986. Methods of soil analysis, part 1: physical and mineralogical methods, porosity. In: *American Society of Agronomy*. Vol. 9. p. 443-461.

Morel JL, Chenu C, Lorenz K. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*. 15(8). doi:10.1007/s11368-014-0926-0.

Palacios Vargas JG, Mejia Recamier BE, De oyarzabal A. 2014. Guía ilustrada para los Artrópodos Edáficos. 1°. Uribe L, editor. Ciudad de México.

Pouyat RV, Yesilonis ID, Russell-Anelli J, Neerchal NK. 2007. Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types. *Soil Science Society of America Journal*. 71(3):1010. doi:10.2136/sssaj2006.0164.

Pouyat RV, Yesilonis ID, Szlavecz K, Csuzdi C, Hornung E, Korsós Z, Russell-Anelli J, Giorgio V. 2008. Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology*. 23(10):1187-1203. doi:10.1007/s10980-008-9288-6.

Pouyat RV, Yesilonis ID, Groffman PM, Szlavecz K, Schwarz K. 2010. Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. *Urban Ecosystem Ecology*. 0129:119-152. doi:10.2134/agronmonogr55.c7.

Rossiter DG. 2007. Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments*. 7(2):96-100. doi:10.1065/jss2007.02.208.

Sæbø A, Ferrini F. 2006. The use of compost in urban green areas: a review for practical application. *Urban Forestry and Urban Greening*. 4(3-4):159-169. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.003.

Scharenbroch BC, Catania M. 2012. Soil quality attributes as indicators of urban tree performance. *Arboriculture and Urban Forestry*. 38(5):214-228.

Scharenbroch BC, Lloyd JE, Johnson-Maynard JL. 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*. 49(4):283-296. doi: 10.1016/j.pedobi.2004.12.002.

Schlichting E, Blume KH, Stahr K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Party Hamburg-Berlin.

Seki K. 2007. SWRC fit: a nonlinear fitting program with a water retention curve for soils having unimodal and bimodal pore structure. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 4(1):407-437. doi:10.5194/hessd-4-407-2007.

Siebe C, Jahn R, Stahr K. 2016. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. 3°. Ciudad de México.

Weil RR, Nyle BC. 2017. *The nature and properties of soils*. 15th ed. Upper Saddle River, (NJ, USA): Pearson Prentice Hall.

Zaragoza Hernández AY, Cetina Alcalá VM, López López MÁ, Chacalo Hilú A, de la Isla de Bauer ML, Alvarado Rosales D, González Rosas H. 2015. Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal TT—Identification of tree damages of three parks of Mexico City. *Revista mexicana de ciencias forestales*. 6(32):63-82.

Zaragoza Hernández AY, Cetina Alcalá VM, López López MÁ, Chacalo Hilú A, de la Isla de Bauer ML, González Rosas H. 2014. Indicador condición de copa y su aplicación en tres parques del Distrito Federal. *Revista mexicana de ciencias forestales*:34-51.