



VARIABLES QUE AFECTAN A LA DIVERSIDAD DE ORGANISMOS DEL SUELO EN ZONAS VERDES DE LA CIUDAD DE DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN

L. Epelde^{1,*}, O. Salazar¹, I. Martín¹, C. Garbisu¹

(1) NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Departamento de Conservación de Recursos Naturales, c/ Berreaga 1, E-48160 Derio, España.

* Autor de correspondencia: L. Epelde [lepelde@neiker.eus]

> Recibido el 24 de octubre de 2019 - Aceptado el 18 de febrero de 2020

Epelde, L., Salazar, O., Martín, I., Garbisu, C. 2020. Variables que afectan a la diversidad de organismos del suelo en zonas verdes de la ciudad de Donostia-San Sebastián. *Ecosistemas* 29(1):1881. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1881>

Las zonas verdes urbanas son hábitats que contribuyen a la conservación de la biodiversidad del suelo. La biota del suelo urbano desempeña un conjunto de funciones y servicios ecosistémicos asociados de enorme importancia. Desafortunadamente, el conocimiento que tenemos sobre los organismos del suelo en los entornos urbanos es todavía muy limitado. El objetivo de este estudio fue identificar aquellas variables abióticas y bióticas que más influyen en la biodiversidad del suelo de las zonas verdes urbanas. Para ello, en la ciudad de Donostia-San Sebastián (España), se muestrearon 38 áreas verdes urbanas con diferentes tamaños, niveles de aislamiento (i.e., fragmentación del hábitat), propiedades fisicoquímicas del suelo y tipo de vegetación, para medir la diversidad y composición de la macrofauna, mesofauna y microorganismos (i.e., comunidades bacterianas). Las variables relacionadas con el contenido de carbono del suelo y la fragmentación del hábitat explicaron significativamente la diversidad y composición de los organismos del suelo en las áreas verdes urbanas estudiadas. Aun así, el porcentaje de la varianza explicada por estas dos variables fue muy bajo. La comprensión de los procesos ecológicos en los entornos urbanos será útil para el diseño y la gestión de las zonas verdes urbanas, a fin de promover la conservación de la biodiversidad de múltiples grupos taxonómicos en los suelos urbanos.

Palabras clave: carbono; espacios verdes urbanos; fragmentación; macrofauna; mesofauna; microorganismos

Epelde, L., Salazar, O., Martín, I., Garbisu, C. 2020. Variables affecting the diversity of soil organisms in green areas of the city of Donostia-San Sebastián. *Ecosistemas* 29(1):1881. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1881>

Urban green areas are suitable habitats for conserving soil biodiversity. The biota of urban soil performs a set of functions and associated ecosystem services of enormous importance. Unfortunately, the knowledge we currently have about soil organisms in urban environments is still very limited. The aim of this study was to identify those abiotic and biotic variables that have the greatest influence on the soil biodiversity of urban green areas. To this aim, thirty-eight urban green areas with different sizes, level of isolation (i.e., habitat fragmentation), soil physicochemical properties and type of vegetation were sampled in the city of Donostia-San Sebastián (Spain) to measure the diversity and composition of macrofauna, mesofauna and microorganisms (i.e., bacterial communities). Variables related to the soil carbon content and habitat fragmentation significantly explained the diversity and composition of soil organisms in the studied urban green areas. Even so, the percentage of the variance explained by these two variables was very low. Understanding the ecological processes in urban environments will be helpful for the design and management of urban green areas to promote conservation of the biodiversity of multiple taxonomic groups in urban soil.

Key words: carbon; fragmentation; macrofauna; mesofauna; microorganisms; urban green spaces

Introducción

Hoy en día, la mitad de la población mundial vive en ciudades y para 2050 habrá tantas personas en las zonas urbanas como las que viven actualmente en todo el planeta (UN 2018). Como ningún otro uso antropogénico de la tierra altera los paisajes de manera más radical y persistente, la urbanización produce una de las tasas más altas de extinción de la biodiversidad local (McKinney 2002; Mcdonald et al. 2008). A medida que las áreas urbanas se expanden, la comprensión de los procesos ecológicos que ocurren en los ambientes urbanos es cada vez más importante para la conservación de la biodiversidad. Aunque muchos estudios se han centrado en organismos que habitan sobre el suelo, la mayor parte de la biodiversidad terrestre está oculta bajo tierra (Bardgett y van der Putten 2014).

A este respecto, es habitual clasificar a los organismos del suelo en cuatro categorías según su longitud corporal (Bagyaraj et al. 2016): macrofauna (500 μm -50 mm), mesofauna (80 μm -2 mm), microfauna (5-120 μm) y microorganismos (1-100 μm). Todos ellos forman parte de una red trófica muy compleja, en la que los procesos de descomposición de la materia orgánica están dominados por los microorganismos, que disponen de una amplia variedad de enzimas; a su vez, los microorganismos están estructurados por una comunidad excepcionalmente diversa de invertebrados, con los que interactúan mediante relaciones directas entre depredador y presa, pero también mediante efectos indirectos como la competencia por los recursos y la formación de hábitats (Scheu et al. 2005). Cabe recalcar que hay evidencias de que la biodiversidad del suelo está asociada de manera significativa y positiva con múltiples funciones y servicios de los ecosistemas de enorme impor-

tancia (e.g., descomposición de la materia orgánica, reciclaje de nutrientes, formación de agregados del suelo) (Garbisu et al. 2011; Delgado-Baquerizo et al. 2020). Además, las comunidades biológicas subterráneas y las que viven en la superficie del suelo (e.g., las plantas) están íntimamente relacionadas. Por otro lado, la biodiversidad y la composición del suelo pueden influir en la salud humana, ya que puede suprimir los organismos que causan enfermedades y proporcionar agua y alimentos limpios (Wall et al. 2015). Por tanto, la promoción de la complejidad ecológica y la robustez de la biodiversidad del suelo mediante prácticas de gestión mejoradas representa un recurso con capacidad para mejorar el medio ambiente y la salud humana. Obviamente, estos importantes argumentos también se aplican a los suelos urbanos, aunque rara vez se tengan en cuenta en la planificación y gestión de las ciudades. Para diseñar y gestionar ciudades sanas y funcionales es clave una comprensión adecuada de las variables abióticas y bióticas que influyen en la biodiversidad del suelo.

Los estudios realizados hasta ahora en entornos urbanos sobre la biodiversidad que integren distintos grupos taxonómicos del suelo son limitados y a veces muestran resultados contradictorios. Los suelos urbanos pueden tener una comunidad muy diversa de invertebrados (Fattorini 2011; Caruso et al. 2017). No obstante, también se ha observado que la abundancia y diversidad de los microartrópodos del suelo pueden disminuir a corto plazo tras un proceso de urbanización (Eitminaviciute 2006) y en comparación con áreas rurales (Savage et al. 2015). En cuanto a la diversidad microbiana del suelo, los suelos de Central Park en la ciudad de Nueva York (Ramirez et al. 2014) albergan casi tantos filotipos y tipos de comunidades microbianas del suelo como los que se encuentran en biomas de todo el mundo (incluidos los suelos árticos, tropicales y desérticos). De forma similar, Wang et al. (2018) estudiaron la composición de la comunidad bacteriana y la diversidad de genes funcionales en 24 parques urbanos de Shangai, mostrando una alta diversidad de la comunidad bacteriana del suelo y un total de 6909 genes funcionales relacionados con procesos biogeoquímicos esenciales (incluyendo los ciclos de carbono, nitrógeno, fósforo y azufre). En este sentido, se ha descrito que la diversidad en una ciudad depende, entre otras variables, del tamaño, cantidad y calidad de las áreas verdes urbanas (Lepczyk et al. 2017). Variables como el tamaño de una zona verde urbana, su conectividad y su calidad han demostrado ser críticas para la biodiversidad (Beninde et al. 2015). También se ha observado que las comunidades de suelos urbanos están reguladas por una multitud de procesos (e.g., propiedades del suelo, vegetación) que pueden ocasionar altos niveles de variabilidad ambiental y estocasticidad demográfica (Caruso et al. 2017).

El objetivo de este estudio fue identificar aquellas variables abióticas y bióticas que tienen una mayor influencia en la diversidad y composición de los organismos del suelo (macrofauna, mesofauna y microorganismos) de las áreas verdes urbanas. Nuestras hipótesis eran (i) que las variables relacionadas con la fragmentación del hábitat influirían negativamente en las comunidades biológicas del suelo y (ii) que, en cambio, variables abióticas (la existencia de valores adecuados de pH y el contenido en carbono y nitrógeno del suelo) y bióticas (la presencia de distintos estratos vegetales) clave tendrían un efecto positivo en las mismas.

Material y métodos

Diseño del muestreo

En octubre de 2017 se muestrearon 38 áreas verdes urbanas de diferentes tamaños (8 áreas con un tamaño de entre 0 y 10 m², 8 áreas con un tamaño de entre 10 y 50 m², 8 áreas con un tamaño de entre 50 y 250 m², 8 áreas con un tamaño de entre 250 y 1250 m², y 6 áreas con un tamaño de entre 1250 y 6250 m²), niveles de aislamiento (la distancia a otra área verde de igual o mayor tamaño, que se hallaba entre 2 y 120 m; y la distancia a una "zona verde amplia" de más de 20 000 m², que se encontraba entre 4 y 200 m)

y tipos de vegetación (20 zonas arboladas, 6 arbustivas y 12 herbáceas) en la ciudad de Donostia-San Sebastián, en el norte de España. La ciudad fue fundada alrededor de 1180 y actualmente tiene una población de cerca de doscientos mil habitantes. Situada en la costa del Golfo de Vizcaya, tiene, debido a la influencia de su proximidad al mar, un clima oceánico templado, caracterizado por temperaturas suaves, alta humedad relativa, nubosidad frecuente y abundantes precipitaciones distribuidas regularmente a lo largo del año (el promedio anual es de 1474 mm). Las áreas verdes urbanas muestreadas incluyen jardines, zonas de ribera, rotondas, patios y manchas intactas de vegetación autóctona. La **Tabla S1 del Material Suplementario** muestra los metadatos asociados a cada muestra, y la **Fig. S1**, la ubicación de los puntos de muestreo.

Determinación de los parámetros del suelo

Del centro de cada área verde urbana se extrajo un bloque de tierra de 25 cm x 25 cm x 25 cm con una pala, para luego cuantificar la abundancia de taxones de macrofauna (e.g., Crassidellata, Stylommatophora, Myriapoda, Hymenoptera, Coleoptera, Isopoda, Diptera, Araneae, Lepidoptera), de acuerdo a Mijangos et al. (2016). Ya en el laboratorio, se colocó una submuestra representativa de suelo de 150 g en embudos de Berlese-Tullgren durante una semana para extraer la mesofauna (Mijangos et al. 2016); los animales extraídos se recogieron en un recipiente que contenía 70% de etanol. A posteriori, los animales extraídos fueron estudiados bajo una lupa para identificar y cuantificar los taxones de mesofauna (e.g., Collembola, Acari, Embioptera, Diplura, Symphyla, Thysanoptera, Archaeognatha, Blattodea, Psocoptera).

El resto de la muestra fue tamizada (<2 mm) fresca, y su ADN fue extraído de 0.25 gramos de suelo usando el Power Soil™ DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories). Se obtuvieron perfiles genéticos de bacterias del suelo a nivel de comunidad con ARISA siguiendo a Cardinale et al. (2004). Los primers utilizados para el ARNr 16S fueron ITSf (5'-GTCGTAACAAGGGTAGCCGCCGTA-3') e ITSReub (5'-GCCAAGGGCATCCACC-3'). Cada reacción de 25-μl contenía 1 μl de muestra, 12.5 μl de SYBR Premix Ex Taq (Takara Bio Inc.), 2.5 μl de cada primer a una concentración de 0.2 μM, 0.4 μl albúmina de suero bovino (50 mg ml⁻¹) y 6.1 μl agua estéril Milli-Q. Las condiciones de la PCR fueron las siguientes: 95°C durante 15 min, 94°C durante 45 s, 55°C durante 60 s, 72°C durante 60 s (30 ciclos) y 72°C durante 10 min. A continuación, 1 μl de producto de la PCR (diluido a 1/5 con agua Milli-Q estéril), junto con 0,3 μl 1200 LIZ Size Standard, se añadió a 8.7 μl de Formamida HiDi. Esta mezcla se desnaturalizó a 95°C durante 5 minutos y se mantuvo a 4°C antes de ser transportada al Servicio de Genómica de SGIker (Universidad del País Vasco, España) para obtener los electroferogramas.

Finalmente, la muestra de suelo se secó al aire hasta un peso constante y se utilizó para medir el pH en una relación suelo-agua de 1:2.5. Los contenidos de carbono total (C) y nitrógeno total (N) se determinaron mediante análisis elemental después de la combustión en seco (LECO TruSpec CHN-S, LECO Corp., EE.UU.) según las normas ISO 10694 (ISO 1995) e ISO 13878 (ISO 1998), respectivamente.

Tratamiento de datos y análisis estadístico

Los tamaños de las áreas verdes urbanas y las distancias entre ellas se calcularon con el software ArcGIS (Esri; Redlands, California, Estados Unidos). Los resultados de ARISA fueron analizados con el software GeneMarker (Softgenetics LLC, State College, EE.UU.) como se describe en Welkie et al. (2010). Para cada categoría de organismos del suelo (macrofauna, mesofauna y microorganismos) se calcularon índices de diversidad alfa (riqueza S, Shannon H' y Pielou J') (Magurran 2004).

Se realizaron análisis estadísticos de modelos aditivos generalizados (GAM, por sus siglas en inglés) para relacionar los índices de diversidad alfa (como variables de respuesta) con las variables relacionadas con la fragmentación del hábitat, el tipo de vegetación

y las propiedades fisicoquímicas del suelo (como variables predictoras). Además, se realizaron análisis de partición de la varianza, análisis de redundancia (RDA) y análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar la influencia de las variables estudiadas a nivel de composición. Estos análisis se realizaron utilizando Canoco 5 (ter Braak y Šmilauer 2012).

Resultados

El tamaño de las áreas verdes urbanas muestreadas osciló entre 2 y 6250 m², y su nivel de aislamiento varió considerablemente (Tabla 1). Los valores de pH del suelo oscilaron entre 6.2 y 8.4, mientras que los contenidos de N y C del suelo oscilaron entre 0.12 y 0.70% y entre 1.6 y 15.3%, respectivamente. Los suelos urbanos analizados mostraron valores medios de riqueza de 3.0, 2.4 y 21 para macrofauna, mesofauna y microorganismos, respectivamente. Se encontraron un total de 9 taxones de macrofauna y 9 taxones de mesofauna (Tablas S2 y S3 del Material Suplementario). Los taxones de macrofauna más abundantes fueron Crassiclitellata (lombrices) e Hymenoptera (hormigas), mientras que Collembola y Acari (ácaros oribatidos) fueron predominantes en la mesofauna.

De todas las variables estudiadas (el tamaño de la zona verde urbana, la distancia a otra zona verde urbana de igual o mayor tamaño, la distancia a una “zona verde amplia”, el tipo de vegetación, el pH, el C y el N), el contenido en C del suelo y las medidas de fragmentación del hábitat predijeron de forma significativa los valores de diversidad alfa calculados. A medida que aumentaba el contenido de C del suelo, los índices de S (AIC = 98.5, F = 3.7, p = 0.034) y J' (AIC = 1.77, F = 3.9, p = 0.030) de macrofauna tendían a disminuir (Fig. 1a). Por otro lado, los índices de

H' (AIC = 1.44, F = 8.8, p = 0.001) y J' (AIC = 1.84, F = 5.1, p = 0.011) de mesofauna disminuían con el tamaño de la zona verde (Fig. 1b). Además, al aumentar la distancia a otra zona verde urbana de igual o mayor tamaño (AIC = 1.80, F = 3.6, p = 0.037; Fig. 1c) o a una “zona verde amplia” (AIC = 1.80, F = 3.6, p = 0.037; Fig. 1d), el H' de mesofauna disminuyó y aumentó, respectivamente. Ninguna variable predijo de forma significativa los índices de diversidad microbiana.

En cuanto a la estructura de las comunidades del suelo, pocas variables (el contenido de C del suelo y las medidas de fragmentación del hábitat) explicaron significativamente la variabilidad de los datos. Además, para cada una de las tres categorías de organismos del suelo estudiadas (macrofauna, mesofauna, microorganismos), estas pocas variables explicaban un bajo porcentaje de la varianza total. Para la composición de macrofauna, el contenido en C del suelo explicó el 82.7% de la varianza que podría explicarse con las variables estudiadas y el 4.5% de la varianza total (Tabla 2). En cuanto a la influencia de las variables estudiadas a nivel taxonómico, la tendencia más clara se observó en la abundancia de Crassiclitellata (el taxón de macrofauna más abundante), que aumentaba en lugares con menor contenido de C en el suelo (Fig. 2a). Esta misma respuesta se observó también, con los análisis GAM, para los índices de diversidad de macrofauna. Para la composición de mesofauna, el tamaño del área verde urbana explicó el 96.0% de la varianza y el 15.1% de la varianza total (Tabla 2). Con respecto a la composición taxonómica, el tamaño del área influyó de forma negativa a Collembola y Acari (Fig. 2b). Este hecho también se observó en los índices de diversidad de mesofauna. Finalmente, la distancia a una “zona verde amplia” explicó el 45.1% de la varianza y el 0.7% de la varianza total del conjunto de datos de composición bacteriana (Tabla 2).

Tabla 1. Metadatos cuantitativos y propiedades medidas de los 38 suelos urbanos estudiados. S: riqueza; H': Shannon; J': Pielou.

Table 1. Quantitative metadata and measured properties of the 38 studied urban soils. S: richness; H': Shannon; J': Pielou.

	Promedio ± DS	Intervalo
Superficie de la zona verde urbana (m ²)	789 ± 213	2-6250
Distancia a “zona verde amplia” (m)	100 ± 10	4-200
Distancia al área verde urbana de igual o mayor tamaño (m)	22 ± 4	2-120
pH del suelo	7.0 ± 0.1	6.2-8.4
Contenido de N del suelo (%)	0.37 ± 0.02	0.12-0.70
Contenido de C del suelo (%)	4.8 ± 0.4	1.6-15.3
Macrofauna S	3.0 ± 0.3	0.0-6.0
Mesofauna S	2.4 ± 0.1	0.0-4.0
Microorganismos S	21 ± 2	4-49
Macrofauna H'	1.01 ± 0.11	0.00-2.08
Mesofauna H'	0.91 ± 0.04	0.0-1.3
Microorganismos H'	3.7 ± 0.1	2.0-5.2
Macrofauna J'	0.57 ± 0.05	0.00-1.00
Mesofauna J'	0.77 ± 0.04	0.00-1.00
Microorganismos J'	0.91 ± 0.01	0.78-0.98

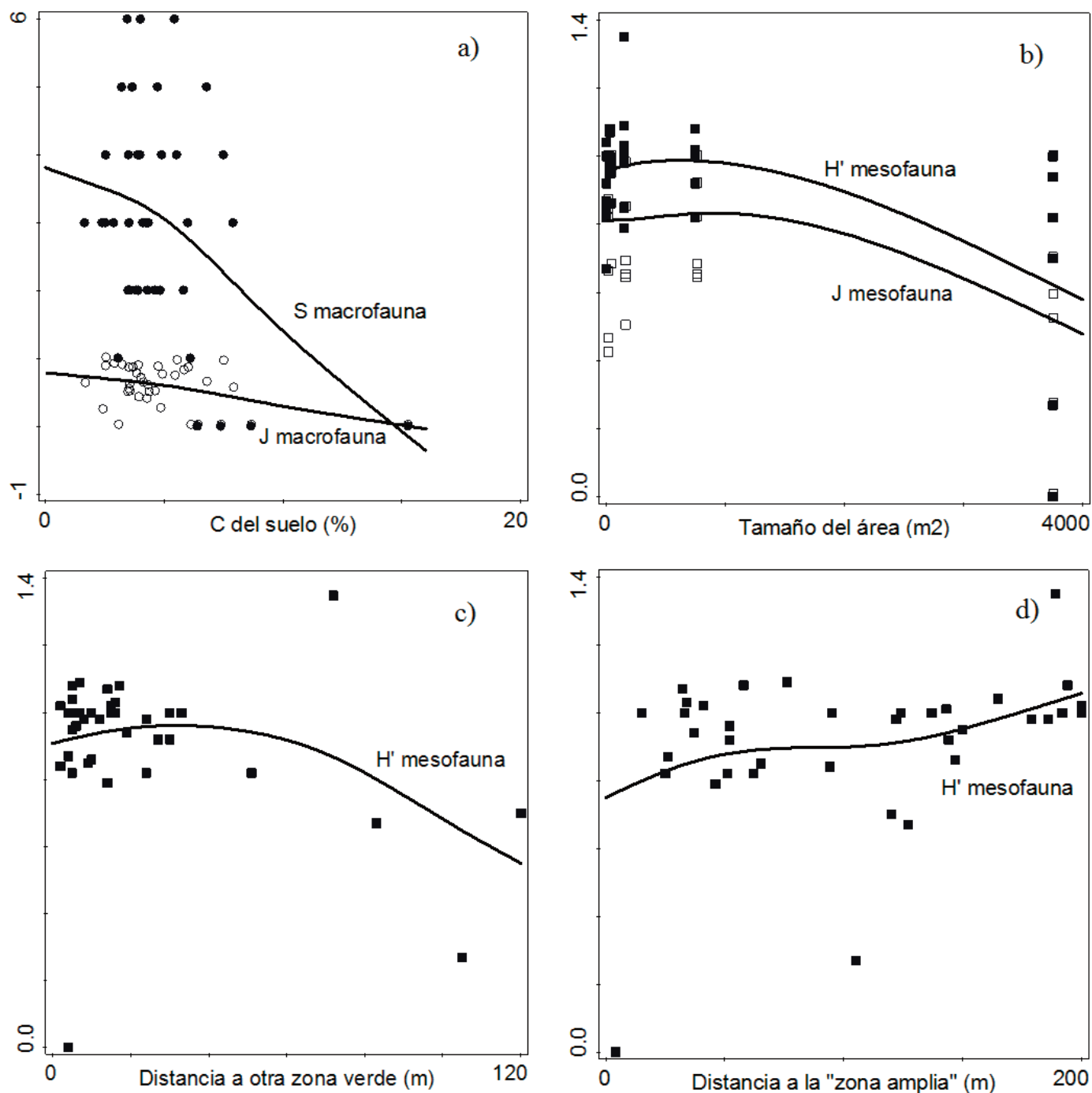


Figura 1. Modelos aditivos generalizados significativos de los índices de macrofauna (riqueza S .; Pielou J'), mesofauna (Shannon H' .; J') y diversidad microbiana frente a (a) el contenido de carbono del suelo, (b) el tamaño del área verde urbana, (c) la distancia a otra zona verde urbana de igual o mayor tamaño y (d) la distancia a una "zona verde amplia".

Figure 1. Significant generalized additive models of macrofauna (richness S .; Pielou J'), mesofauna (Shannon H' .; J') and microbial diversity indices against (a) soil carbon content, (b) size of the urban green area, (c) distance to another urban green area of equal or greater size and (d) distance to an "extensive green area".

Tabla 2. Variables significativas del análisis de partición de la varianza de la composición de la macrofauna del suelo, mesofauna y microorganismos.

Table 2. Significant variables of the variance partitioning analysis of the composition of soil macrofauna, mesofauna and microorganisms.

	Variable	% de la varianza explicada	% de la varianza total	F	P
Macrofauna	Contenido de C del suelo	82.7	4.5	2.8	0.026
Mesofauna	Tamaño del área	96.0	15.1	8.9	0.004
Microorganismos	Distancia a la "zona amplia"	45.1	0.7	1.2	0.002

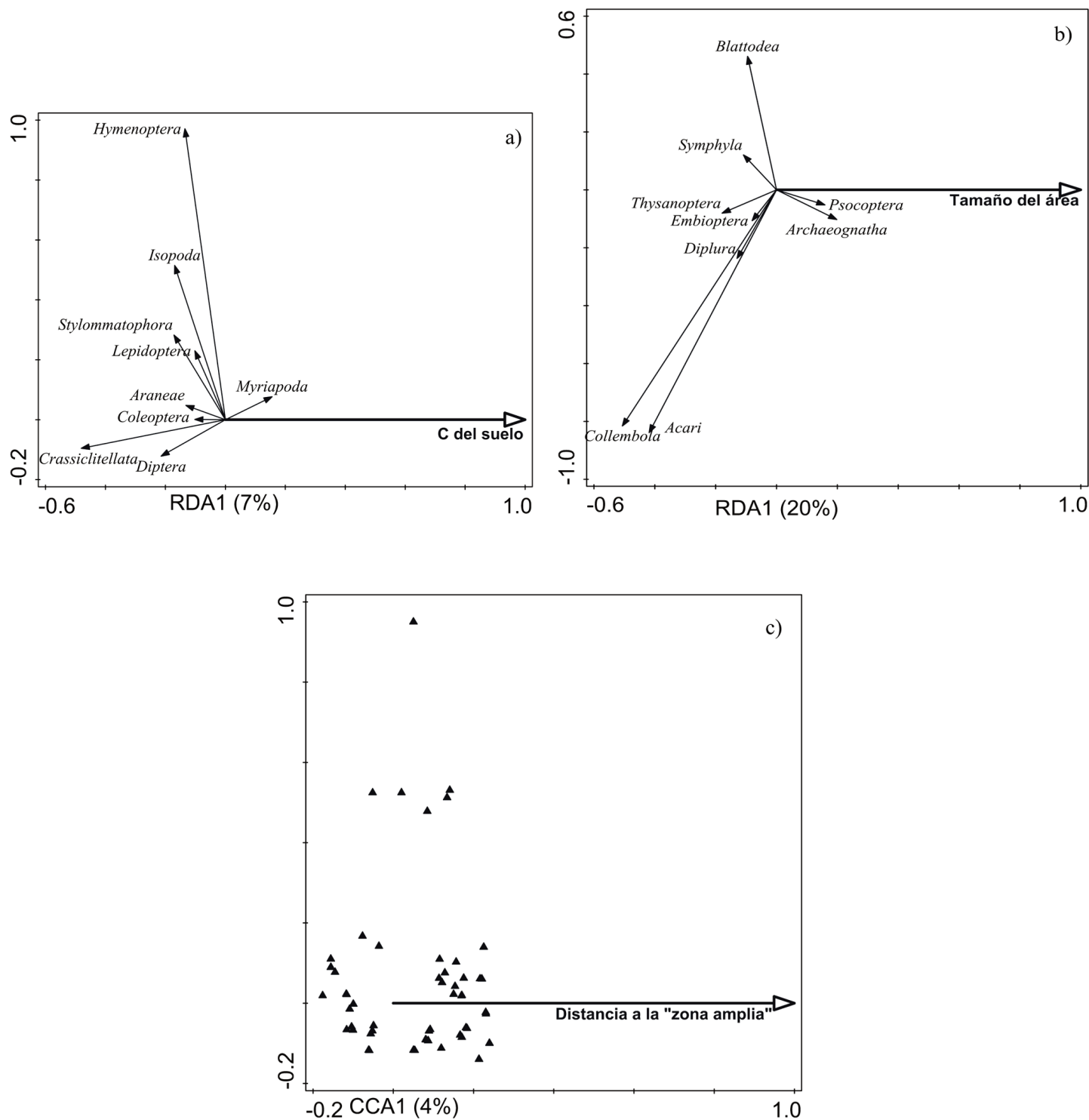


Figura 2. Biplots de los análisis de redundancia y el análisis de correspondencia canónica realizados sobre parámetros ambientales significativos obtenidos del análisis de partición de la varianza como variables explicativas (flechas gruesas) y (a) datos de composición de la macrofauna (pseudo- $F = 2.8$, $p = 0.026$), (b) datos de composición de la mesofauna (pseudo- $F = 8.9$, $p = 0.004$) o (c) datos de composición microbiana (pseudo- $F = 1.2$, $p = 0.002$) como variables de respuesta (flechas delgadas).

Figure 2. Biplots of the redundancy analyses and the canonical correspondence analysis performed on significant environmental parameters obtained from the variance partitioning analysis as explanatory variables (thick arrows) and (a) macrofauna composition data (pseudo- $F = 2.8$, $p = 0.026$), (b) mesofauna composition data (pseudo- $F = 8.9$, $p = 0.004$) or (c) microbial composition data (pseudo- $F = 1.2$, $p = 0.002$) as response variables (thin arrows).

Discusión

Este estudio ha mostrado la diversidad y abundancia de los organismos del suelo en zonas verdes urbanas de la ciudad de Donostia-San Sebastián (España), enfatizando así que las zonas verdes urbanas pueden tener un valor de biodiversidad a pesar de las fuentes de estrés a los que son sometidas (e.g., la contaminación, las olas de calor). Estudios recientes indican que los ácaros oribatidos de los entornos urbanos son tan ricos en especies como sus homólogos de los bosques de las zonas suburbanas (Caruso et al. 2017). Estos organismos también eran muy abundantes en la ciudad de Donostia-San Sebastián, junto con lombrices, hormigas y colémbolos. En un estudio realizado por McIntyre et al. (2001) en suelos urbanos de Phoenix, tres taxones (colémbolos, hormigas y ácaros) estaban extremadamente extendidos y eran muy abundantes, representando más del 92% de las capturas.

Los resultados obtenidos destacan la importancia del contenido en C del suelo para la macrofauna. La relevancia del contenido de C del suelo para los organismos del suelo no es sorprendente, ya que la fracción orgánica del carbono es la base de la fertilidad biológica. El efecto de la materia orgánica del suelo es tanto directo como indirecto (Campbell 1978): (i) su efecto directo se refiere al suministro de nutrientes a través de los procesos de descomposición y mineralización; (ii) su papel indirecto está asociado a su influencia en las propiedades físicoquímicas del suelo. Además, los suelos con alto contenido de materia orgánica son capaces de mantener una mayor biomasa y diversidad vegetal, lo que a su vez mejora la biodiversidad del suelo (Laban et al. 2018). Sin embargo, en nuestro estudio se observa una reducción de la macrofauna (principalmente lombrices) en suelos con mayor contenido de C. Puede ser que la actividad de bioturbación de las lombrices aumentara la mezcla del horizonte orgánico en la capa mineral, tal y como señalan otros estudios (Dempsey et al. 2011; Ferlian et al. 2018). Esto habría conducido a un menor contenido de C en los suelos más superficiales y podría explicar por qué los sitios con alta actividad de lombrices resultaron ser los de menor contenido en C del suelo, y viceversa. Por otro lado, en un estudio realizado por Xie et al. (2018), el C del suelo de las áreas residenciales del Beijing metropolitano estaba negativamente correlacionado con la abundancia de lombrices, aunque las variables más importantes para las comunidades de lombrices fueron la humedad y el pH del suelo. Tal vez en nuestro caso el tipo de manejo de los suelos más orgánicos fuera también diferente, generando distintos niveles de humedad o de aplicación de productos fitosanitarios y afectando a la macrofauna.

Para la mesofauna (principalmente colémbolos y ácaros oribatidos) y los microorganismos (bacterias), las variables significativas estaban relacionadas con la fragmentación del hábitat (i.e., el tamaño del área verde urbana, la distancia a otra zona verde urbana de igual o mayor tamaño, la distancia a un "área verde amplia"). Las zonas verdes urbanas se caracterizan por tener espacios muy fragmentados, aislados y pequeños. Otros estudios también sugieren que la conectividad del paisaje promueve la biodiversidad en hábitats urbanos fragmentados. Por ejemplo, un meta-análisis sobre la variación de la biodiversidad urbana en diversos grupos taxonómicos (sobre todo pájaros e insectos) de 75 ciudades demostró que el tamaño de los parches y los corredores tienen los mayores efectos positivos sobre la biodiversidad (Beninde et al. 2015). Asimismo, la relación "riqueza de especies-tamaño del hábitat" ha sido probada experimentalmente en bacterias del suelo (Delgado-Baquerizo et al. 2018) en "islas" verdes muy pequeñas, con tamaños de hasta 150 cm². El área de estos hábitats se relacionó positivamente con la riqueza bacteriana, la abundancia relativa de algunos taxones y las funciones del suelo.

Inesperadamente, en nuestro estudio, los organismos más grandes (macrofauna) se vieron menos afectados por las variables relacionadas con la fragmentación. Reese et al. (2016) compararon comunidades de bacterias, hongos y hormigas en pequeñas medianas de caminos (800 m²) y parques más grandes (640 000 km²).

Observaron que la diversidad y la composición de los microorganismos parecían ser menos sensibles a la fragmentación o al estrés urbano que los de los macroorganismos. Sin embargo, Reese et al. (2016) no tuvieron en cuenta el efecto de otras variables como el C, y los tamaños de las áreas verdes estudiadas fueron considerablemente mayores.

Un punto importante que debe tenerse en cuenta a la hora de interpretar nuestros datos es el bajo porcentaje de la varianza que se explica por las variables estudiadas. Al estudiar la diversidad de los ácaros oribatidos en entornos urbanos, Caruso et al. (2017) obtuvieron resultados similares en los que los factores ambientales y bióticos sólo controlaban parcialmente el nivel de biodiversidad. Estos autores propusieron que, a escala local, la biodiversidad de las comunidades de oribatidos se debe en parte a dinámicas estocásticas causadas por la fragmentación y las perturbaciones típicas de las zonas urbanas, creando islas fuertemente sometidas a procesos de extinción e inmigración. En nuestro estudio, dichas estocasticidad y variabilidad ambiental debida a otros factores que no hemos contemplado (e.g., un análisis más detallado de la composición y biomasa vegetal, la consideración de la humedad o la presencia de contaminantes) podrían ser, al menos en parte, responsables del bajo porcentaje de varianza explicado. En cualquier caso, un mayor esfuerzo de muestreo habría ayudado a abordar mejor nuestras hipótesis de investigación.

Conclusiones

Las variables relacionadas con el contenido en C del suelo y la fragmentación del hábitat explicaron significativamente la diversidad y composición de los organismos del suelo en las zonas verdes urbanas de la ciudad de Donostia-San Sebastián (España). Así, el utilizar prácticas de gestión para obtener niveles adecuados de C del suelo y la elaboración de planes urbanísticos con una fragmentación controlada podrían influir positivamente en la biodiversidad del suelo de las áreas verdes urbanas de Donostia-San Sebastián y ciudades similares. Aun así, queda mucho por dilucidar, ya que el porcentaje de la varianza explicada por las variables estudiadas fue muy pequeño.

Agradecimientos

Queremos agradecer a Ainara Artetxe la asistencia técnica con el software ArcGIS. Este estudio se realizó con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica de España a través de la Fundación Biodiversidad.

Referencias

- Bagyaraj, D.J., Nethravathi, C.J., Nitin, K.S. 2016. Soil biodiversity and arthropods: Role in soil fertility. En: Chakravarthy, A.K., Sridhara, S. (eds.), *Economic and Ecological Significance of Arthropods in Diversified Ecosystems*, pp. 17-51. Springer Science + Business Media, Singapore.
- Bardgett, R.D., van der Putten, W.H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515: 505-511.
- Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A. 2015. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18: 581-592.
- Campbell, C.A. 1978. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. En: Schnitzer, M., Khan, S.U. (eds.), *Soil Organic Matter. Developments in Soil Science* 8, pp. 173-271. Elsevier Scientific, Amsterdam, Países Bajos.
- Cardinale, M., Brusetti, L., Quatrini, P., Borin, S., Puglia, A.M., Rizzi, A., et al. 2004. Comparison of different primer sets for use in automated ribosomal intergenic spacer analysis of complex bacterial communities. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 6147-6156.
- Caruso, T., Migliorini, M., Rota, E., Bargagli, R. 2017. Highly diverse urban soil communities: Does stochasticity play a major role? *Applied Soil Ecology* 110: 73-78.

- Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Hamonts, K., Reich, P.B., Singh, B.K. 2018. Experimentally testing the species-habitat size relationship on soil bacteria: A proof of concept. *Soil Biology and Biochemistry* 123: 200-206.
- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P.B., Trivedi, C., Eldridge, D.J., Abades, S., Alfaro, F.D., et al. 2020. Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology and Evolution* 4: 210-220.
- Dempsey, M.A., Fisk, M.C., Fahey, T.J. 2011. Earthworms increase the ratio of bacteria to fungi in northern hardwood forest soils, primarily by eliminating the organic horizon. *Soil Biology and Biochemistry* 43: 2135-2141.
- Eitminaviciute, I. 2006. Microarthropod communities in anthropogenic urban soils. 1. Structure of microarthropod complexes in soils of roadside lawns. *Entomological Review* 86: 128-135.
- Fattorini, S. 2011. Insect rarity, extinction and conservation in urban Rome (Italy): a 120-year-long study of tenebrionid beetles. *Insect Conservation and Diversity* 4: 307-315.
- Ferlian, O., Eisenhauer, N., Aguirrebengoa, M., Camara, M., Ramirez-Rojas, I., Santos, F., et al. 2018. Invasive earthworms erode soil biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Animal Ecology* 87: 162-172.
- Garbisu, C., Alkorta, I., Epelde, L. 2011. Assessment of soil quality using microbial properties and attributes of ecological relevance. *Applied Soil Ecology* 49: 1-4.
- ISO 1995. *ISO 10694:1995 Soil quality — Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)*. International Organization for Standardization. Disponible en: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:10694:en>
- ISO 1998. *ISO 13878:1998 Soil quality — Determination of total nitrogen content by dry combustion ("elemental analysis")*. International Organization for Standardization. Disponible en: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:13878:ed-1:v1:en>
- Laban, P., Metternicht, G., Davies, J. 2018. *Soil Biodiversity and Soil Organic Carbon: Keeping Drylands Alive*. IUCN, Suiza.
- Lepczyk, C.A., Aronson, M.F.J., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., Macivor, J.S. 2017. Biodiversity in the city: Fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *Bioscience* 67: 799-807.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, Reino Unido.
- McDonald, R.I., Kareiva, P., Forman, R.T.T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141: 1695-1703.
- McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F., Faeth, S.H. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation: the impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience* 52: 883-890.
- Mijangos, I., Mugerza, E., Garbisu, C., Anza, M., Epelde, L. 2016. Health cards for the evaluation of agricultural sustainability. *Spanish Journal of Soil Science* 6: 15-20.
- Ramirez, K.S., Leff, J.W., Barberán, A., Bates, S.T., Betley, J., Crowther, T.W., et al. 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.
- Reese, A.T., Savage, A., Youngsteadt, E., McGuire, K.L., Kolling, A., Watkins, O., et al. 2016. Urban stress is associated with variation in microbial species composition-but not richness-in Manhattan. *ISME Journal* 10: 751-760.
- Savage, A.M., Hackett, B., Guénard, B., Youngsteadt, E.K., and Dunn, R.R. 2015. Fine-scale heterogeneity across Manhattan's urban habitat mosaic is associated with variation in ant composition and richness. *Insect Conservation and Diversity* 8: 216-228.
- Scheu, S., Ruess, L., Bonkowski, M. 2005. Interactions between microorganisms and soil micro- and mesofauna. En: Buscot, F., Varma, A. (eds.), *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*, pp. 253-275. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Alemania.
- ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2012. *Canoco Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination, Version 5.0*. Microcomputer Power, Ithaca, Estados Unidos.
- UN 2018. *World Economic Situation and Prospects 2018*. United Nations, New York, Estados Unidos. Disponible en: https://www.un.org/development/desa/dpad/wp-content/uploads/sites/45/publication/WESP2018_Full_Web-1.pdf
- Wall, D.H., Nielsen, U.N., Six, J. 2015. Soil biodiversity and human health. *Nature* 528, 69-76.
- Wang, X., Wu, J., Kumari, D. 2018. Composition and functional genes analysis of bacterial communities from urban parks of Shanghai, China and their role in ecosystem functionality. *Landscape and Urban Planning* 177: 83-91.
- Welkie, D.G., Stevenson, D.M., and Weimer, P.J. 2010. ARISA analysis of ruminal bacterial community dynamics in lactating dairy cows during the feeding cycle. *Anaerobe* 16: 94-100.
- Xie, T., Wang, M., Chen, W., and Uwizeyimana, H. 2018. Impacts of urbanization and landscape patterns on the earthworm communities in residential areas in Beijing. *Science of the Total Environment* 626: 1261-1269.