Reciclado en suelos de enmiendas orgánicas de calidad, basadas en residuos orgánicos: manejo para un suelo sostenible y estrategias contra la degradación y erosión de los suelos

NOVIEMBRE 2019

Materia 2: Conocimiento y defensa de la biodiversidad

ecodes
tiempo de actuar

tiempo de actuar

Autores
Elaborado por **Grupo Carlos García, CEBAS-CSIC**

Titularidad y responsabilidad
El derecho de autor corresponde a los miembros del equipo investigador y redactor, los cuales deberán ser citados en cualquier uso que se haga del resultado de su trabajo.
Conforme a los usos de la comunidad científica, las conclusiones y puntos de vista reflejados en los informes y resultados son los de sus autores y no comprometen ni obligan en modo alguno a ECODES- Fundación Ecología y Desarrollo y a Cebas-CSIC

Por tanto, cualquier cita o referencia que se haga de este documento deberá siempre mencionar explícitamente el nombre de los autores, y en ningún caso mencionará exclusivamente a la Fundación o la Universidad.

Edita: ECODES-Fundación Ecología y Desarrollo. Plaza San Bruno, 9, 50001 ZARAGOZA ecodes@ecodes.org

Diseño Gráfico: Estudio Veridika. www.veridika.com

Fecha: Octubre de 2019

Índice

ESTADO DEL ARTE

DINÁMICA Y FIJACIÓN DE C PROCEDENTE DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

MICROORGANISMOS Y SUELOS ENMENDADOS

OBJETIVO DEL PROYECTO

METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO CIENTIFICO-TÉCNICO

ACTIVIDAD 1. ESTUDIOS SOBRE ENMIENDAS ORGÁNICAS (RESIDUOS ORGÁNICOS).

ACTIVIDAD 2. ESTABLECIMIENTO DE LA CALIDAD DEL SUELO POST-ENMIENDA, DINÁMICA DEL C E IMPLICACIÓN MICROBIANA EN EL PROCESO

- **PARÁMETROS FÍSICOS**
- **PARÁMETROS QUÍMICOS**
- **PARÁMETROS BIOLÓGICOS Y MICROBIOLÓGICOS**
- **MEDIDAS DEBIODIVERSIDAD**

CONCLUSIONES

REFERENCIAS



Presentación

EL SUELO, SU DEGRADACIÓN Y EROSIÓN, Y ESTRATEGIAS PARA SU RECUPERACIÓN MEDIANTE EL RECICLADO EN SUELOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DE CALIDAD, BASADAS EN RESIDUOS ORGÁNICOS

Grupo Carlos Garcia, CEBAS-CSIC

ESTADO DEL ARTE

Importancia del suelo como recurso natural

El suelo es un recurso natural, indispensable para la vida en el planeta, formado a lo largo de miles de años a partir de la roca madre, a través de procesos físicos, químicos y biológicos en los que dicha roca es meteorizada en fragmentos e incorporada junto con restos orgánicos de organismos vegetales y animales (edafogénesis). Por tanto, dado el largo periodo de tiempo necesario para su formación, podemos considerar al suelo como un recurso no renovable, al menos en una escala temporal humana, y de ahí la necesidad de protegerlo y conservarlo para las generaciones presentes y futuras.

El suelo es un elemento natural muy complejo que puede presentar muchas variantes dependiendo de la orografía y clima de la región geográfica, de las transformaciones y manejo a que haya sido sometido por el ser humano, etc. Está constituido por materia mineral (arena, limo y partículas arcillosas), materia orgánica, aire, agua (Cooperband, 2002) y organismos vivos (lombrices, algas, bacterias y hongos), entre los que se establece un intercambio continuo mediante procesos físicos, químicos y biológicos. La composición y función de cada una de estas fracciones se indican en la Tabla 1.

Por tanto, no es un ente estático, sino que mantiene un equilibrio dinámico con el medio que le rodea, con procesos continuos de síntesis y degradación, derivados fundamentalmente de la actividad de su biota y de su acción sobre los compuestos orgánicos. El suelo necesita de unas condiciones mínimas adecuadas que le permitan llevar a cabo sin problemas aquellas funciones suficientes para su mantenimiento y conservación, así como para la producción de alimentos, y para el mantenimiento de la calidad ambiental local, regional y global (Doran y col., 1999), y de esto dependerá el mantenimiento de su calidad y fertilidad.

Los servicios proporcionados por el suelo están principalmente determinados por sus tres propiedades (textura, mineralogía y materia orgánica), las cuales, juntas, forman el capital natural del suelo (Palm y col., 2007). La textura y mineralogía son propiedades inherentes del suelo, que se heredan de los materiales originales que lo forman y que solo cambian muy lentamente con el tiempo, mientras que la materia orgánica, en su estado natural, alcanza el equilibrio con el ambiente del suelo del cual forma parte, pero responde rápidamente a los cambios inducidos por el hombre, por lo tanto, su gestión es fundamental para la sostenibilidad de éste.

La importancia del suelo radica en las esenciales funciones que desempeña, siendo la base no sólo para la agricultura y para los diferentes ecosistemas, sino que de él depende toda la vida del planeta. De acuerdo con Doran y Safley (1997) estas funciones las podemos agrupar en:

a) Ecológicas:

- Es el soporte físico de una vegetación estable y de la producción de biomasa (comida, fibra, energía).
- Juega un papel crítico en el mantenimiento de la calidad del aire y de los ecosistemas, debido a su capacidad de filtrar, amortiguar y transformar compuestos tóxicos para proteger el ambiente y los nacimientos de agua de la contaminación.
- Desempeña un papel esencial en el almacenamiento de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos, proporcionándoles un hábitat adecuado, al tiempo que es un reservorio genético para plantas, animales y organismos que deben ser protegidos de la extinción.

b) Relacionadas con la actividad humana:

- Constituye un medio físico que sirve de base espacial para estructuras técnicas e industriales y actividades socioeconómicas.
- Es fuente de materia prima y suplemento de agua, arcilla, arena, grava, y minerales, entre otros.
- Es parte de la herencia cultural al contener restos arqueológicos y paleontológicos importantes para preservar la historia de la tierra y de la humanidad.
-

Tabla 1.-Composición y función de las diferentes fracciones del suelo

Fracción suelo	Composición	Función
Mineral	Arena+limo+arcillas.	Textura
Agua	Minerales disueltos	Principal fuente de agua y nutrientes
Aire	O_2, N_2, CO, CO_2	Proporciona el oxígeno necesario para las raíces de las plantas y microorganimos
Materia orgánica	Restos de animales y plantas en diferentes estadios de descomposición	Principal fuente de C y nutrientes

El suelo juega un importantísimo papel en la sostenibilidad de los ecosistemas, tanto naturales como agrarios, en los que constituye un reservorio temporal en el ciclo del agua, a la que filtra y depura en su recorrido hacia los acuíferos. Además, sirve de soporte a todos los seres vivos del ecosistema, vegetales y animales, a los que suministra el agua y los nutrientes que necesitan para el desarrollo completo de su ciclo vital. La calidad del suelo se relaciona con su capacidad para desarrollar estas funciones en el ecosistema. Todas ellas dependen en gran medida del contenido en materia orgánica cuyo componente principal es el carbono orgánico.

Importancia de los microorganismos del suelo

La mayoría de la biomasa viviente de nuestro planeta se alberga en el suelo, dónde los microorganismos emplean la materia orgánica o mineral como fuente de nutrientes y energía. Es por ello, que los microorganismos desempeñan un papel fundamental en los suelos, ya que son los últimos responsables del estado de la materia orgánica y, en general, del desarrollo y funcionalidad de un ecosistema terrestre (Simth y Panpendick, 1993).

Unas de las funciones más importantes de los microorganismos del suelo consiste en descomponer las diversas clases de materia orgánica de origen vegetal o animal: estiércol, rastrojos, hojas, raíces, restos de animales, productos del metabolismo humano y animal, fertilizantes, etc….La capacidad de un suelo para descomponer restos vegetales está substancialmente controlada por la abundancia, composición (ej. relación hongos:bacteria) y actividad de las comunidades microbiológicas del suelo y por las interacciones microorganismos del suelo-planta (Ochoa-Hueso y col., 2019). Los hongos descomponen residuos de baja calidad y compuestos orgánicos recalcitrantes más eficientemente que las bacterias (van der Wal y col., 2013) y por lo tanto, se asocian a suelos en condiciones de menor fertilidad y más sequedad (Schwinning

y Sala, 2004). Por otro lado, las bacterias prosperan en ambientes dónde domina las entradas de formas más lábiles de C (Fierer y col., 2012).

Los microorganismos del suelo actúan en general, a través de actividades extracelulares hidrolíticas capaces de descomponer compuestos complejos en estructuras más sencillas (glucosa, almidón, etc…) que pueden ser empleados como nutrientes por ellos mismos y otros organismos. Intervienen activa y directamente en ciclos geoquímicos de nutrientes, como el del C, el del N, el del P y el del S, que son los más conocidos, estableciendo con ello las condiciones idóneas para el desarrollo de una cobertura vegetal estable. También intervienen en una buena cantidad de procesos y reacciones que tienen que ver con la nutrición vegetal, como por ejemplo, en la tasa neta de mineralización del N (N_{min}) que es un factor crítico en la disponibilidad de nitrógeno en el suelo para el crecimiento vegetal. Los cambios en la biomasa microbiana del suelo tienen un profundo impacto sobre el N_{min}. Así, las variaciones en N_{min} del suelo se atribuyen en primer lugar a cambios en la biomasa microbiana del suelo seguidos por cambios en el uso del suelo (Li y col., 2018). Además, los microorganismos al morir, enriquecen el suelo y aumentan su fertilidad.

Por otro lado, esta actividad microbiológica puede estar afectada por numerosos factores que en último término dependen de la estructura del suelo, tales como la humedad, temperatura, etc. Ya que la humedad del suelo es un fuerte determinante de la actividad microbiológica del mismo (Schwinning y Sala, 2004), también se puede esperar que cambios en la disponibilidad de agua, asociados con el cambio climático previsto, influyan en la descomposición de los residuos orgánicos (García-Palacios y col., 2013).

La actividad de los microorganismos del suelo es determinante en la ganancia o pérdida de fertilidad de los suelos, así como en la velocidad con que se puede restaurar un suelo deteriorado, y en la posibilidad de que pueda ser restaurado. El cambio climático global afectara a estos procesos de forma que es necesario conocer mejor en qué medida los puede deteriorar. A su vez, el suelo se encuentra sometido cada vez a una mayor presión, debido al aumento de la población mundial. Por este motivo, es de gran importancia conocer cómo los cambios en el uso del suelo, pueden afectar al pool de microorganismos que viven en él, ya que estos ayudan a mantener su fertilidad.

El estado biológico del suelo es el que se ve afectado en primer lugar cuando el suelo sufre alguna degradación, y como consecuencia se ve disminuido el poder productivo del mismo. Es importante destacar la relevancia de los microorganismos y de su actividad en la calidad de un suelo, y, por tanto, en su conservación y mantenimiento, así como en su recuperación cuando se encuentra sometido a procesos degradativos. Los suelos degradados presentan una baja actividad microbiana cuando se comparan con aquellos que han sufrido acción antrópica intensiva.

Los efectos directos de la sequía están frecuentemente asociados con una reducción en las tasas de descomposición, debido a efectos inhibitorios sobre la actividad y biomasa microbiana (Sanaullah y col., 2012; Walter y col., 2013) mientras que, en cambio, un incremento en las precipitaciones resulta en un aumento de la actividad microbiana e inmovilización de nutrientes (Sponseller, 2007), resultando en mayor descomposición (Djukic y col., 2018). La escasa actividad microbiana de los suelos degradados incidirá negativamente en su calidad, fertilidad, y productividad natural, ya que los ciclos biogeoquímicos de los elementos importantes en el suelo se desarrollan en los suelos degradados con enorme dificultad.

DINÁMICA Y FIJACIÓN DE C PROCEDENTE DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Se conoce como materia orgánica del suelo a un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo (Rosell, 1999). Además, incluye una fracción viva, o biota, que participa en la descomposición y transformación de estos residuos orgánicos (Aguilera, 2000).

Durante su génesis, los animales muertos, así como el material vegetal empiezan a descomponerse tan pronto cómo son incorporados al suelo. Lombrices de tierra, escarabajos, colémbolos, macro y meso fauna, comienzan a romper los trozos grandes de detritus en trozos pequeños. Al mismo tiempo, la población microbiana incrementa, así como los subproductos microbianos (Plaza y col., 2013; Courtier-Murias y col., 2013; Lehman and Kebler, 2015). Estos microorganismos, que consumen también restos

vegetales y animales, después mueren, incorporándose a formar parte de la materia orgánica. La mayoría de ésta se localiza cerca de la superficie del suelo, más que en profundidad (Cooperband, 2002).
También, las raíces de las plantas se convierten en materia orgánica a medida que sus células se desprenden o mueren (Cooperband, 2002). Estas, también juegan un importante papel, controlando la dinámica de la materia orgánica del suelo a través de sus efectos sobre la agregación y el movimiento del C en profundidad. Las entradas de C de la planta al suelo a través de la exudación de las raíces es una de las principales fuentes de carbono disponible para los microorganismos (Luo y col., 2014).

La materia orgánica desempeña un papel clave en el desarrollo y funcionamiento de los ecosistemas terrestres, así, tanto la calidad cómo la cantidad de la materia orgánica es bastante importante. La calidad de la materia orgánica está relacionada con el proceso implicado en su formación (humificación) y con el material del cual procede. Respecto a la cantidad, la materia orgánica en el suelo debería ser casi constante, existiendo un balance entre el aporte de restos de origen animal y fragmentos vegetales (material dirigido al proceso de humificación) y las pérdidas de materia orgánica produciendo CO_2+H_2O (proceso de mineralización) (Bastida y col., 2008), Figura 1.

La materia orgánica de un ecosistema maduro presenta un estado de evolución permanente, que tiende a alcanzar un equilibrio dinámico cuando las entradas de carbono al suelo, por los aportes de los residuos vegetales y animales, son iguales a las salidas, debidas a los procesos de mineralización y lixiviación de sus fracciones solubles (Schulze y Freibauer, 2005).
Una alteración de tal equilibrio debido al manejo del suelo (Kandeler y col., 1999; Conant y col., 2004), mal uso o deterioro del terreno (erosión, salinización, alcalinización o degradación del suelo), incremento del uso no agrícola (urbanizaciones y construcciones de autopistas) (Masciandaro y col., 2017) y presiones climáticas, pueden alterar los stocks de C en el suelo y potencialmente causar su degradación, afectando por tanto a la sostenibilidad del planeta.

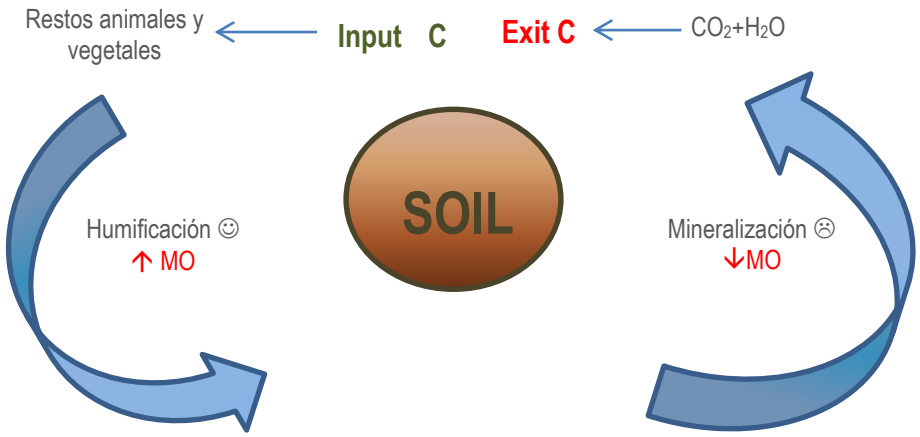


Figura 1.-*Balance proceso humificación/mineralización de la materia orgánica del suelo*

La materia orgánica del suelo es con frecuencia considerada como el hilo que enlaza las propiedades biológicas, químicas y físicas del suelo, influyendo directamente en su calidad, ya que está implicada en numerosas funciones tal como se indica en la Tabla 2.

Tabla 2. -Funciones de la materia orgánica en el suelo

1. Almacén y suministro de nutrientes a las plantas (NPK y macronutrientes). Incremento de la capacidad de intercambio catiónico
2. Estabiliza y favorece la agregación de las partículas del suelo
3. Ayuda al suelo a resistir la compactación, favoreciendo la infiltración de agua y reduciendo la escorrentía
4. Ayuda al crecimiento de los cultivos, mejorando la capacidad del suelo para la reserva y difusión del aire y agua, determinado por la mejora en su porosidad, capacidad de retención hídrica y resistencia a la sequía

5. Favorece la penetración de las raíces de las plantas favoreciendo así la absorción de nutrientes y el desarrollo vegetal
6. Fuente de C y energía para los microorganismos del suelo implicados en los ciclos de nutrientes y en la lucha contra enfermedades
7. Reduce el impacto medioambiental negativo de los pesticidas, metales pesados y otros contaminantes

En función del tiempo de incorporación, la materia orgánica se divide en dos grupos:

Fracciones que se incorporan de forma rápida-media, más fácilmente degradables, que se producen por la despolimerización de la materia orgánica fresca catalizada por las enzimas del suelo. Esta fracción está compuesta por productos químicos de bajo peso molecular que suelen ser solubles en agua (proteínas, ácido ribonucleico, carbohidratos y aminoácidos) y por lo tanto más accesibles por los microorganismos como fuente de energía, C y nutrientes. Esta fracción suele tener un tiempo de residencia medio que abarca desde meses hasta décadas y constituye el 40% del total de la materia orgánica del suelo.

Fracciones más recalcitrantes que se incorporan lentamente. Esta fracción es resistente a la descomposición y representa el reservorio de energía a largo plazo que sirve para sostener el sistema y contribuye a la formación de agregados del suelo y a la resistencia contra la erosión (Grandy y Neff, 2008). Esta fracción tiene un tiempo de residencia de siglos a milenios, y está formada en gran cantidad por sustancias húmicas y otras macromoléculas orgánicas resistentes al ataque microbiano y que están físicamente protegidas por asociaciones superficiales o agregadas con minerales o capas de arcilla (Mikutta y col., 2006). Estas formas de materia orgánica estabilizada pueden actuar como una esponja absorbiendo hasta seis veces su peso en agua (Lewandowski, 2017). Las sustancias húmicas son componentes críticos de larga duración de los sistemas naturales del suelo persistiendo por cientos e incluso miles de años (Mayhew, 2004).

Muchos de los nutrientes usados por las plantas son retenidos en la materia orgánica hasta que los microorganismos del suelo descomponen el material y liberan amonio y otros nutrientes disponibles para las plantas. La materia orgánica del suelo es especialmente importante proporcionando nitrógeno, fósforo, sulfuro y hierro. También afecta al ciclo de los nutrientes por quelación de los mismos (retención química), evitando que se vuelvan insolubles y por tanto no disponibles para las plantas (Lewandowski; 2017).

A pesar de su pequeño porcentaje, la materia orgánica es la base de un suelo saludable y productivo. La fertilidad, la tendencia a la erosión, la compactación del suelo e incluso su resistencia a insectos y enfermedades dependen de la materia orgánica del suelo.

Se reconoce pues la importancia del C orgánico en los suelos (calidad y fertilidad), y la necesidad de que alcance unos valores umbrales suficientes para poder gestionar las funciones que dicho suelo debe hacer. Esa importancia será aún mayor en suelos degradados y frágiles bajo climas semiáridos.

Los ecosistemas áridos y semiáridos tienen escasa vegetación y por tanto menos acumulación de C que otros ecosistemas, pero se estima que contienen el 20% del pool global de C (orgánico+inorgánico) en áreas continentales (Ramussen y col., 2006).

Globalmente, las mayores concentraciones y stocks de C orgánico en el suelo están en humedales y turberas (Köchy y col., 2015). Las concentraciones de C orgánico del suelo en zonas secas son marcadamente inferiores, con frecuencia representa menos del 0.5 % de la masa del suelo, resultando en unas densidades de 0-15 kg m^{-2} (Lal, 2004). Sin embargo, debido a la gran extensión de estos ecosistemas secos, la cantidad de C orgánico almacenada en estos suelos es significativa en el contexto global del ciclo de C (Lal, 2004).

En particular se estima que el C orgánico presente en áreas secas supone un 33% del C orgánico global contenido en la capa superior de 1m del suelo. Este C orgánico se reparte en un 26% en suelos hiperáridos mientras que el 74% restante se localiza entre los suelos semiáridos y seco-subhúmedos. En cuanto al C inorgánico en zonas secas se concentra el 97% del stock mundial repartido en un 80% en suelos hiperáridos y áridos, y el 20 % restante del stock se localiza en los suelos semiáridos y seco sub-húmedos.

La estimación actual de los stocks de C en zonas secas son todavía pobres ya que se obtienen de bases de datos de suelo que pueden no representar algunas regiones (Köchy y col., 2015). Más aún, los datos del perfil del suelo no son obtenidos con una metodología consistente y generalmente no incluye capas de suelo de más de un metro de profundidad (Darrouzet-Nardi, 2013).

No obstante, la mayor parte del C en suelos secos se cree reside en la capa superficial (Ciais y col., 2011), haciéndolo altamente vulnerables al cambio climático y a los procesos de erosión (Plaza y col., 2013). El conocimiento del stock mundial de C orgánico y su distribución espacial, es esencial para entender su vulnerabilidad al cambio global y poder desarrollar estrategias para recuperar, preservar o mejorar los servicios proporcionados por sus ecosistemas (Plaza y col., 2013).

Suelos Semiáridos: Interés y Problemática

Según el Programa de Medio Ambiente de Naciones Unidas (UNEP) las áreas terrestres del planeta se pueden clasificar en función del Índice de aridez (I). Este Índice es el resultado del cociente entre las precipitaciones anuales (mm), (P) y la evapotranspiración potencial media anual (mm), (PE) de un área de la superficie terrestre (I=P/PE). Según los valores del Índice de aridez las áreas del planeta pueden presentar diferentes climas, como se indica en la Tabla 3.

Tabla 3.-Clasificación del clima según Índice de Aridez (I), (UNEP)

Valores Aridez (I)	Clima
>0,65	Húmedo
0,65-0,5	Subhúmedo seco
0,5-0,2	Semiárido
0,2-0,05	Árido
<0,05	Hiperárido

De ellos, las zonas áridas ocupan 6.31×10^9 ha o 47% de la superficie terrestre (UNEP 1992) y se encuentran distribuidas en cuatro tipos climas: hiperárido ($1,0 \times 10^9$ ha), árido ($1,62 \times 10^9$ ha), semiárido ($2,37 \times 10^9$ ha) y subhúmedo seco (132×10^9 ha). (Figura, 2).

En el plano ambiental, dado la extensa superficie que ocupan, presentan especial importancia las regiones semiáridas, que se caracterizan por precipitaciones bajas, poco frecuentes, irregulares e impredecibles; grandes variaciones entre la temperatura diurna y nocturna; suelos pobres en materia orgánica; escasez de agua disponible para el consumo; vegetación y animales adaptados a las condiciones climáticas (resistentes al calor y a la escasez de agua) (www.hispagua.cedex.es).

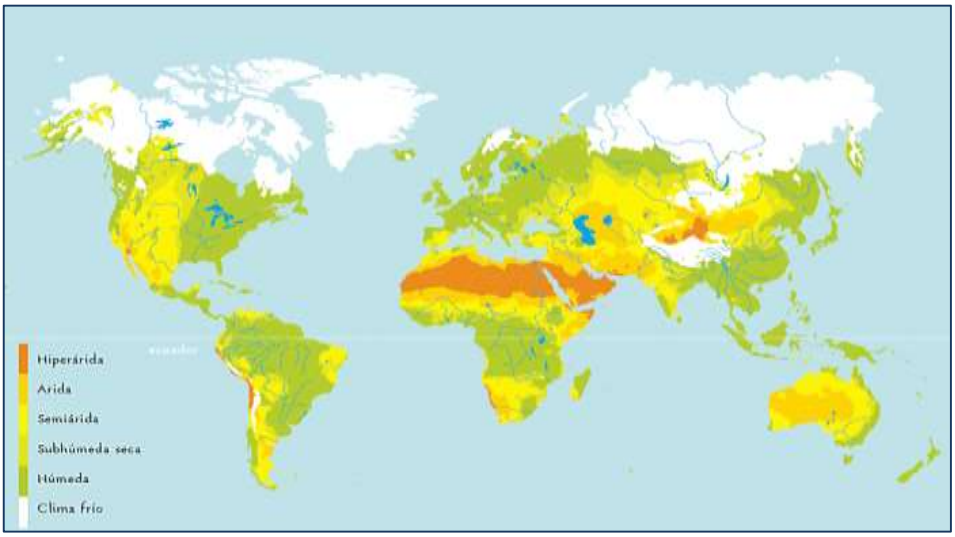


Figura 2.-*Mapa Mundial de las zonas áridas. (Fuente: Hispagua. Sistema Español de Información sobre el agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)*

La desertificación es el principal problema en estas zonas. Desertificación y degradación del suelo no son sinónimos. En un sentido muy amplio se entiende por **degradación del suelo** la disminución de su capacidad para producir biomasa. La FAO la define como un "proceso que rebaja la capacidad actual del suelo para producir bienes y servicios", mientras que la Convención de Naciones Unidas para combatir la Desertificación (UNCCD) la define como "*la reducción o pérdida de la productividad y diversidad biológica o económica de las tierras de cultivo, las praderas, los pastizales y los bosques, disminuyendo su capacidad para mantener ya sea la vegetación natural, como así también los cultivos hechos por el hombre*". La degradación del suelo es, en definitiva, la disminución de su capacidad para soportar vida, no solo la vegetal, que es la más aparente, sino también la de la microflora y de la fauna propia del suelo.

Por otro lado, en el contexto de la Agenda 21, la **desertificación del suelo** es definida como *"degradación del terreno en las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas como consecuencia de diversos factores tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas"* (UNCED, 1992). Por tanto, **la degradación del suelo tiene lugar en muchos lugares del mundo, pero solo se define como desertificación cuando se produce en las regiones secas.**

Según la Convención de Lucha contra la Desertificación (CLD), en cuanto al ámbito geográfico, las zonas susceptibles de sufrir desertificación son las áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas (es decir aquellas zonas donde la proporción entre la precipitación anual y la evapotranspiración potencial está comprendida entre 0,05 y 0,65). Así, de acuerdo a estos valores, amplias zonas de la geografía española se encuentran potencialmente afectadas por el proceso de desertificación (Figura 3).

De hecho, más de dos terceras partes del territorio español pertenecen a las categorías de áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2016).

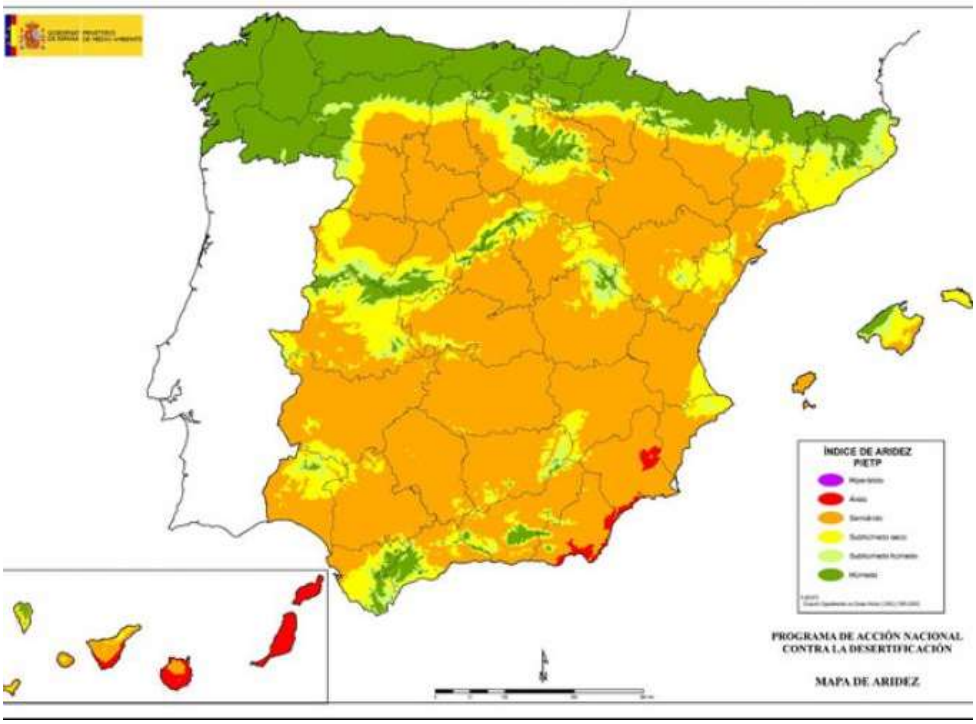


Figura 3.-*Mapa de Aridez de España (Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente, 2016)*

La Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación insiste en el hecho de que la "desertificación" es causada por interacciones complejas entre factores físicos, biológicos, políticos, sociales, culturales y económicos. En estas áreas, la acción inducida por el hombre y las condiciones naturales contribuyen a la pérdida de materia orgánica del suelo (SOM), lo cual está estrechamente ligado a la degradación y desertificación del suelo. Todo ello causa una disminución en la productividad agraria y conduce al fracaso de estos ecosistemas (Adhikari y Hartemik, 2016).

Así, la degradación del terreno es un fenómeno complejo que se produce cuando factores biofísicos, económicos, sociales, culturales e institucionales actúan sinérgicamente para producir y afianzar la desertificación a largo plazo (Reynolds y col., 2011).

En las zonas secas el suelo y la vegetación pueden verse afectados de forma significativa por el viento y la erosión hídrica (Sivakumar, 2007). El cambio climático puede agravar el estado de los suelos de estas zonas al perjudicar el desarrollo vegetal debido a la reducción de las precipitaciones y el incremento de la temperatura, lo que reduce los inputs de C al suelo, acelerando potencialmente su degradación (Bisaro y col., 2014).

Todo ello produce que la desertificación tenga serias consecuencias sobre el medio ambiente (Figura 4) como:

- Pérdida de materia orgánica debido a la sobreexplotación agrícola;
- Pérdida de la superficie de los suelos debido a la erosión producida por los vientos y las lluvias, particularmente a causa de la pérdida de vegetación;
- Deslizamientos de terreno debido a la acción del agua y a los efectos de la pérdida de vegetación;
- Incremento en la salinidad y acidificación de los suelos debido a los sistemas de irrigación;
- Contaminación de los suelos por el exceso de fertilizantes.



Figura 4.-*Consecuencias de la desertificación en el medio ambiente*

Amenazas sobre la sostenibilidad, calidad y salud de los suelos semiáridos. Pérdida de materia orgánica

Un **uso sostenible** del suelo es el que permite mantenerlo como recurso de manera que se obtengan beneficios a largo plazo sin que se produzca su degradación.

La **degradación** del suelo constituye un grave problema socio-económico y ambiental a nivel mundial, agravado en severidad y extensión en los últimos años, y que afecta, con mayor o menor gravedad, a todos los países mediterráneos (Ruiz y Febles, 2004). Debido tanto a acciones inducidas por los seres humanos cómo a las condiciones naturales, la pérdida de materia orgánica en el suelo está estrechamente ligada a su degradación y desertificación en áreas áridas y semiáridas, y causa una disminución en la productividad agrícola y en los servicios ecosistémicos del suelo (García y col., 2017).

La materia orgánica del suelo es una fuente de alimentos para la fauna del suelo y contribuye a su biodiversidad, actuando como depósito de nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y azufre; de hecho, es el elemento más importante para la fertilidad del suelo. El carbono orgánico del suelo incide en la estructura del mismo y mejora el entorno físico, lo que hace que las raíces penetren con mayor facilidad, favoreciendo el desarrollo vegetal.

El contenido de C orgánico tiende a descender exponencialmente con la temperatura (Lal, 2002). Su concentración en el suelo depende principalmente del clima, textura del suelo, hidrología, el manejo de las tierras y la vegetación. Las altas temperaturas y el bajo contenido en humedad característicos del clima de zonas semiáridas, aceleran los procesos de descomposición de la materia orgánica, debido a la mayor presencia de oxígeno. Son múltiples los factores que amenazan la sostenibilidad del suelo en zonas semiáridas favoreciendo su degradación y por tanto, su erosión. Entre ellos destacamos la acción del:

- **Viento**

La erosión del suelo por el viento es un serio problema medioambiental (Lal, 1994) que, con frecuencia, da lugar a severas formas de degradación (Dregne y Chow, 1992; Warren, 2003; Zhang y col., 2014). Esta ocurre en condiciones secas cuando el suelo es expuesto al viento (Webb, 2006). En un movimiento del suelo forzado por el viento, las partículas más finas, particularmente arcillas y margas, son arrastradas y transportadas a gran distancia antes de ser redepositadas en otro lugar (Chepil, 1946).
El incremento de la tasa de pérdida de suelo debido a este fenómeno meteorológico constituye un reto in-situ que disminuye la capacidad de los suelos para la sostenibilidad de la vegetación y el ganado (Goossens, 2003).

- **Manejo**

La agricultura es el principal uso del suelo a lo largo del planeta, si el manejo agrícola del suelo no es adecuado, puede causar la degradación del mismo y otros problemas medioambientales (polución, emisiones de gas invernadero, disminución de la biodiversidad); así, el laboreo aumenta el volumen de oxígeno en el suelo e incrementa la temperatura media de éste, lo que estimula la descomposición de la materia orgánica, así como su pérdida debido a la erosión, reduciendo la capa superficial arable y el humus.

Las prácticas agrícolas inapropiadas conducen al agotamiento de la materia orgánica. Este aspecto, combinado con factores climáticos y medioambientales adversos, hacen al suelo particularmente sensible a los procesos de degradación, especialmente intensos en el área mediterránea (Montemurro y col., 2007; Doni y col., 2017). El impacto de la erosión en suelos agrícolas suele ser elevado y no tolerable, produciendo pérdida de suelo (Sastre y col., 2017). Los suelos degradados no son fértiles y no pueden mantener una producción sostenible (Diacono y Montemurro, 2010). La eliminación de los restos de cultivo y las continuas alteraciones del suelo bajo las prácticas de labranza intensiva pueden acelerar la erosión del suelo principalmente por reducción de su contenido de materia orgánica y de la estabilidad de agregados, dando lugar, por tanto, a una disminución de la productividad y calidad del mismo (Raieisi y Kabiri, 2016). Se piensa que dicha labranza intensiva usada para el control de las malezas y preparación del lecho de siembra, incrementa el volumen de macroagregados, inhibiendo así la formación de microagregados, en cuyas partículas la materia orgánica del suelo es estabilizada a largo plazo (Six y col., 2000).

Por otra parte, los suelos agrícolas de regadío suelen estar sometidos a una doble amenaza para su sostenibilidad ya que en estos coinciden dos procesos como son el anegamiento y la salinización (Singh, 2015). Este es un problema particularmente importante en ecosistemas agrarios con baja entrada de C en ambientes áridos y semiáridos (Mrabet *y* col, 2001; Moreno y col., 2006; Álvaro-Fuentes y col., 2008).

Así, perturbando la estructura del suelo, la labranza, hace a la materia orgánica del suelo más vulnerable a las pérdidas por erosión (Plaza y col., 2013).
Sin embargo, un buen manejo del suelo agrícola puede proporcionar un amplio rango de servicios al ecosistema (producción de alimentos, regulación del agua, secuestro de carbono, adaptación y mitigación del cambio climático, biodiversidad) (Howden y col., 2007; Lal, 2013).

Por tanto, cambios en el uso del suelo, y en particular, la adopción de prácticas de gestión del suelo que reduzcan su perturbación e incrementen la entrada y estabilización de la materia orgánica, pueden contribuir al incremento de las reservas de C orgánico en el suelo y con ello al control de los flujos de CO_2 a la atmósfera.

- **Abandono**

La intensificación de la agricultura, el empleo masivo de fertilizantes y fitosanitarios, y la potenciación de la mecanización del mundo rural han supuesto un gran avance, pero al mismo tiempo, esta lucha por producir más a toda costa, y la búsqueda de beneficios económicos máximos a corto plazo, han provocado el empleo de prácticas agrícolas incorrectas que han desembocado, a la larga, en la pérdida de la fertilidad, el abandono y posterior degradación de muchos suelos, la contaminación de aguas subterráneas y superficiales, y la disminución de la biodiversidad. En las zonas secas de Europa, el abandono de las áreas de cultivo, debido a la erosión y/o a la pérdida de fertilidad por mala gestión, causa que estas se conviertan en matorrales (Parsons, 2014).

En algunos ambientes, el abandono de la agricultura es considerado beneficioso. El incremento de la cobertura vegetal puede reducir la erosión del suelo e incrementar la biodiversidad de plantas, proporcionando, por tanto, hábitats para un mayor rango de animales. Sin embargo, en el escenario de los suelos áridos, no se alcanzan tales beneficios, ya que las políticas llevadas a cabo hasta 2008 donde se pagaba a los agricultores para que abandonaran la producción, lejos de producir beneficios, han resultado en un aumento de la degradación del terreno. Además, la sustitución de la variedad de tierras agrícolas por una cubierta de matorral uniforme puede disminuir la variedad de hábitats y por tanto su biodiversidad (Hill y col., 2008).

- **Contaminación**

Unas de las fuentes de contaminación del suelo es la producción agrícola que se practica en los sistemas convencionales y que utiliza primordialmente fertilizantes químicos para proporcionar a las plantas los nutrientes necesarios. Esta práctica conlleva efectos colaterales negativos de contaminación y degradación del suelo, los cuales se hacen más graves con la excesiva mecanización de la agricultura. Derivado de ello, en la actualidad, es necesario encontrar alternativas más sostenibles para fertilizar los cultivos.

En Europa hay más de 2,5 millones de sitios potencialmente contaminados de los cuales un 14% se espera que requieran remediación. Aceites minerales y metales pesados son los principales contaminantes (60%) encontrados en los sitios contaminados en Europa y el coste de su gestión está estimado en 6 millones de euros anuales (Huysegoms y Cappuyns, 2017).

La recuperación de la composición de las especies y funciones de la comunidad microbiana del suelo en zonas degradadas es crucial para garantizar la auto-sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas (Kohler y col., 2016).

- **Cambio climático**

Por cambio climático se entiende al calentamiento del sistema climático que en su mayor parte se debe muy probablemente al aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) provocado por actividades humanas como el uso extendido de combustibles fósiles -el petróleo, el gas o el carbón-, la descomposición de residuos urbanos o ganaderos y los cambios en el uso de la tierra. La temperatura de la atmósfera a nivel superficial ha sufrido un calentamiento progresivo desde el comienzo de la era industrial hasta nuestros días de 0,6º C de media, registrándose un aumento mayor en algunas zonas como los polos o el arco mediterráneo (IPCC, 2014), (Figura 5).



Figura 5.-*Resultado del Cambio Climático en el planeta*

Respecto al control de la materia orgánica del suelo, el cambio climático resulta especialmente preocupante ya que las variaciones en las temperaturas y precipitaciones pueden alterar tanto los factores bióticos cómo abióticos que controlan la inmovilización del carbono en zonas semiáridas. La retroalimentación positiva de la comunidad microbiana en respuesta al aumento de la concentración de CO_2 y calentamiento, pueden acelerar la descomposición microbiana de la materia orgánica del suelo y conducir potencialmente a pérdidas de carbono en éste (Nie y col., 2013).

Existe una fuerte conexión entre degradación del suelo y desertificación, por un lado, y riesgo de acelerar el efecto invernadero y cambio climático por otro lado (Komatsuzaki y Ohta, 2007). Aunque los efectos del cambio climático sobre la erosión del suelo es un tema común en la literatura científica, es un aspecto generalmente tratado de manera superficial, con escaso rigor científico. Dada la incertidumbre sobre los patrones de las precipitaciones en el futuro (magnitud, frecuencia, estacionalidad, variabilidad interanual…) proyectados en modelos climáticos, es muy difícil prever las posibles consecuencias del cambio climático sobre la erosión (Frei y col., 2003). El Mediterráneo se considera un "punto caliente" del impacto del cambio climático y aún más propenso a los efectos esperados del cambio global (Giorgi, 2006). Las predicciones para el sur de la Península Ibérica sugieren una disminución en la media anual de precipitaciones, pero un incremento en la intensidad de éstas para final de este siglo (Rodriguez-Lloveras y col*.,* 2016).

En el caso de ambientes semiáridos, el cambio climático puede ser crítico para la supervivencia de las comunidades vegetales (El Kenawy y col., 2016; Vicente-Serrano, 2016), particularmente bajo alta presión de pastoreo, llevando los ecosistemas hacia el borde de la extinción" (Kéfi y col., 2007). Todo este entretejido de factores se espera que reduzcan la cobertura vegetal total y la abundancia y diversidad de bacterias y hongos en el suelo, ejerciendo consecuencias negativas sobre los ciclos y almacenamiento del C (Delgado- Baquerizo y col., 2016).

El cambio climático puede afectar a diversos servicios ecosistemicos, como aprovisionamiento de madera y otros recursos forestales, o los múltiples servicios ecosistemicos asociados al funcionamiento del régimen hidrológico y sus interacciones edáficas, o a los sumideros de carbono.

La materia orgánica es un componente esencial de un suelo sano; la pérdida de materia orgánica da lugar a suelos degradados. Si, como se prevé, el calentamiento global acelera la descomposición de la materia orgánica, ello liberará aún más CO_2 y acentuará el cambio climático.

La degradación del suelo como consecuencia de un bajo contenido en carbono puede ser evitada por la adición de enmiendas orgánicas que promueven un incremento en el contenido de materia orgánica y actividad microbiana, lo cual está ligado a un incremento de la fertilidad del suelo. Los beneficios mutuos

entre la actividad microbiana, secuestro de C y crecimiento de las plantas son claros en términos de sostenibilidad, (García y col., 2017), (Figura 6).

..

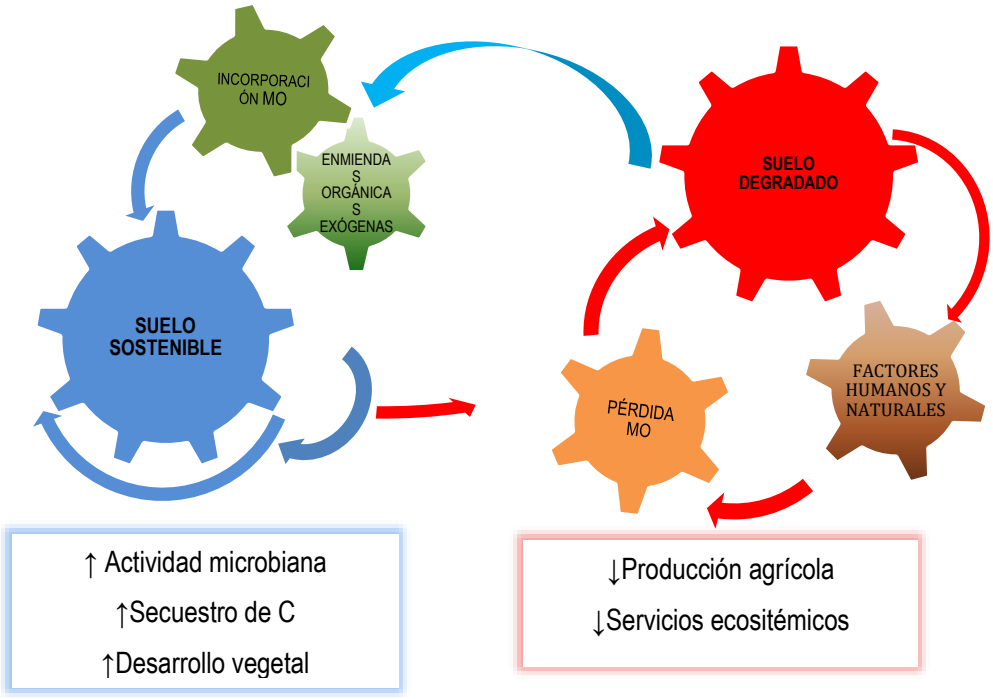


Figura 6.-*Factores implicados en la degradación/sostenibilidad del suelo y sus consecuencias*

La materia orgánica del suelo está sometida a fuertes y complejos controles físicos, químicos, bioquímicos y biológicos que son los últimos responsables para su estabilización y mineralización (Six y col., 2002; von Lutzow y col., 2006). Una alteración de tal equilibrio debido al uso del suelo y a presiones climáticas pueden alterar los stocks de C en el suelo y causar potencialmente su degradación, afectando por tanto a la sostenibilidad del planeta.

En las zonas áridas y semiáridas del planeta no se puede permitir la pérdida de carbono ya que, muchas de estas áreas están localizadas en zonas de agricultura intensiva que proporcionan el alimento necesario para una población en crecimiento, siendo necesaria la mitigación del cambio global mediante el secuestro de C, en el cual el suelo juega un papel esencial (García y col., 2017).

Los suelos son el nexo entre el agua, la energía y alimento (Biggs y col., 2015; Jónsson y col., 2016), lo cual ilustra la necesidad de un enfoque holístico en el manejo sostenible del suelo (McCormick y Kapustka 2016; Weigelt y col., 2014).

El reto frente a una población creciente es el uso aumentado e intensificado de los servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos (Blum, 2005), entendiendo por tales no sólo la suma de los procesos que sostiene el sistema suelo sino como el conjunto de las funciones del suelo específicamente beneficiosas para la humanidad (Ludwig y col., 2018).

Restauración de suelos semiáridos degradados con enmiendas orgánicas. tipos de enmiendas orgánicas y su calidad

La degradación del suelo resulta en una pérdida de su fertilidad, en la disminución de su concentración de carbono, biodiversidad y capacidad de retención hídrica, en la desorganización de los ciclos de nutrientes y gases y en una reducción de la degradación de contaminantes (Bai y col., 2008). La disminución en el contenido de materia orgánica de muchos suelos se está convirtiendo en un importante

proceso de degradación de éste, particularmente en las regiones Europeas Mediterráneas semiáridas (Diacono y Montemurro, 2010). Como se puede observar en el mapa mundial de severidad de degradación del suelo, el sureste español presenta un grado alto de degradación (Figura 7).

En zonas con un régimen climático semiárido, la progresiva degradación que sufren los suelos afectará de forma primordial a la vegetación que soportan (autóctona). Si dicha vegetación desaparece, los suelos quedan entonces desprovistos de su principal barrera contra la degradación y la erosión.

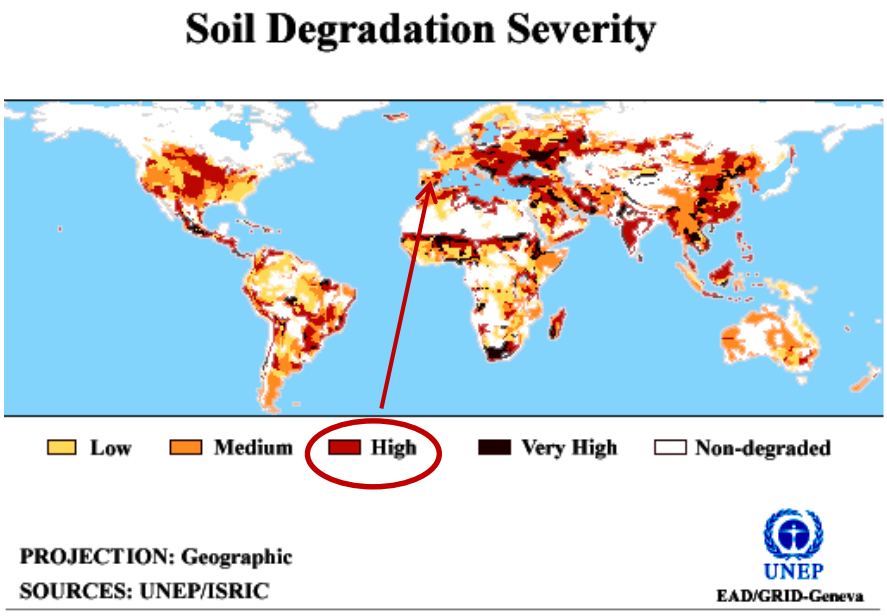


Figura 7.- *Mapa mundial severidad de la degradación del suelo (Fuente: UNEP/ISRI)*

Como ya se ha comentado, la cantidad de materia orgánica en el suelo es el resultado de dos procesos contrapuestos a que se ven sometidos los materiales orgánicos que se incorporan al suelo, los procesos de humificación y asociación de los materiales orgánicos a la fracción mineral del suelo, y las pérdidas por procesos de mineralización. En suelos semiáridos la adición regular de residuos orgánicos es necesaria para mantener una cantidad consistente de materia orgánica en el suelo.

La construcción de materia orgánica en el suelo es un proceso lento y gradual. Puede llevar hasta una década o más incrementar la materia orgánica del suelo hasta niveles significativos, sin embargo, sus beneficios se pueden observar tras varias adiciones de residuos orgánicos (Toor y Shober, 2015). Por otro lado, la tasa de mineralización de la materia orgánica varía mucho en función del tipo de materia orgánica y de las condiciones ambientales (Llovet y col., 2008).

La adición de nueva materia orgánica y el mantenimiento de la materia orgánica nativa del suelo, sin duda disminuirá los niveles de CO_2 en la atmósfera. En este sentido, el Informe sobre materia orgánica y biodiversidad de la *European Strategy for Soil Protection*, el cual es el preámbulo a una nueva directiva, identifica la pérdida de materia orgánica como una de las principales causas de la degradación del suelo, y subraya que la materia orgánica exógena es actualmente una fuente orgánica inestimable al suelo, favoreciendo el desarrollo de una cobertura vegetal estable (García y col., 2017).

La aportación de cantidades importantes de materia orgánica, mediante la fertilización orgánica, que supla su escasez en estos suelos, mejorará notablemente sus características físicas, químicas y microbiológicas. Las enmiendas orgánicas afectan a las propiedades del suelo de diferentes modos, pudiendo ser estos efectos directos, debido a las propiedades intrínsecas de la enmienda, o indirectos, a través de las modificaciones que causan en las propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo. Por ende, el uso de enmiendas orgánicas en la restauración de suelos degradados y erosionados puede contrarrestar el efecto del calentamiento global.

En un suelo **no agrícola**, la adición de materia orgánica se lleva a cabo por el constante reciclado de la misma, en forma de residuos de plantas y animales vivos o muertos (Toor y Shober, 2015). Sin embargo, en los suelos de zonas semiáridas los inputs de C son insuficientes ya que el balance entre las entradas de C procedentes de la vegetación y la tasa de mineralización producida por la actividad microbiana del suelo es negativo. En estas zonas los procesos de mineralización predominan sobre los de humificación o fijación de C, siendo una característica común en estos suelos el bajo contenido de materia orgánica y su exposición a procesos degradativos.

Los suelos degradados necesitan de estrategias para reducir la erosión y remediar los efectos de la degradación (García-Orenes y col., 2009). Los suelos de las zonas semiáridas tienen una actividad microbiana muy baja (García y col., 1994), bajos niveles de biomasa microbiana y bajo contenido en materia orgánica (0.5-2%). Si se recuperan y mejoran las características de los suelos degradados en zonas semiáridas con la aplicación de enmiendas orgánicas, se mejorará el ciclo de los nutrientes (Ros y col., 2002; Clark y col., 2007).

Existe una amplia variedad de fuentes de materia orgánica explotable que pueden ser usadas para corregir la ausencia de materia orgánica en los suelos, especialmente de zona semiáridas. Teniendo en cuenta la enorme cantidad de residuos orgánicos generados en el mundo por la actividad humana e industrial, esta sería una opción a considerar en estrategias de restauración (García y col, 2017a).

Los residuos de origen urbano son frecuentemente incinerados o llevados a vertederos, pero podrían ser reciclados al ser usados como enmiendas en suelos erosionados y degradados (Kizilkaya y Bayrakly, 2005; Carlson y col., 2015). Por ejemplo, los lodos de depuradora, que son generados en grandes cantidades en plantas de tratamiento de agua residuales, poseen un elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, lo que los convierte en buenos candidatos para ser empelados como enmienda de suelos (García y col., 2017a).

En los sistemas agrícolas de zonas semiáridas, tanto los fertilizantes orgánicos como las enmiendas orgánicas de diferente origen han sido propuestos para mejorar y aliviar la escasez de materia orgánica en estos suelos. El cambio climático supone un importante reto para la producción de alimentos, y el calentamiento global y escasez de agua han puesto en peligro los sistemas agrícolas especialmente en climas semiáridos (Zalidis y col., 2002; Dunjó y col., 2003; García y col., 2017a). El manejo sostenible de los suelos agrícolas del mundo y la producción sostenible son imprescindibles para invertir la tendencia de degradación de los suelos y garantizar la seguridad alimentaria actual y futura del mundo (FAO, 2015).Todos estos procesos quedan claramente detallados en la Figura 8.

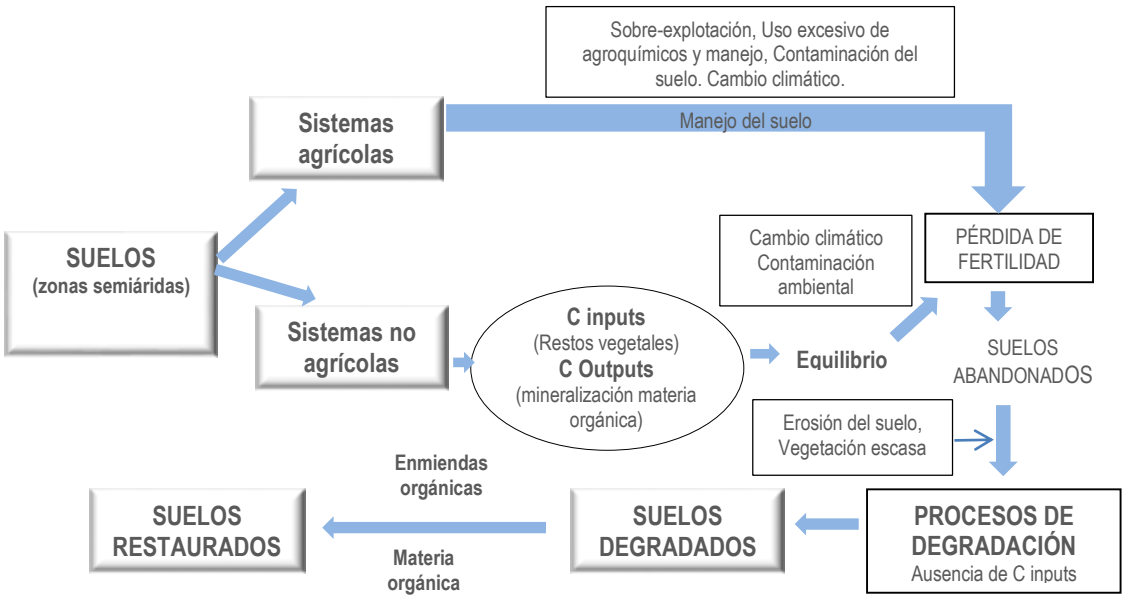


Figura 8.-*Degradación y restauración del suelo en zonas semiáridas* (García y col., *2017)*

Para alcanzar el propósito de una agricultura mejor, la calidad del suelo destinado a usos agrícolas debe ser preservada o mejorada a través de nuevas fuentes de fertilización (Calleja-Cervantes y col., 2015). De acuerdo con Lal (2004) y Diacono y Montemurro (2010), las prácticas de gestión agrícola que incrementen el contenido en materia orgánica pueden preservar tanto la producción agrícola como la calidad ambiental. Hay una clara necesidad de sistemas sostenibles, ya que la práctica de la agricultura intensiva en los suelos que ya eran pobres en nutrientes ha reducido más su calidad y fertilidad, resultando en el abandono de tierras y degradación del suelo (Hernández y col., 2007, 2015).

Prácticas sostenibles con enmiendas orgánicas (manejo del suelo), podrían ser una herramienta útil para el mantenimiento e incluso incremento del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas, preservando y mejorando la fertilidad del suelo (Scotti y col., 2015, 2016). Así residuos orgánicos que contiene materia orgánica, lodos de depuradora, estiércol animal, y otros residuos orgánicos han sido empleados como fuente de materia orgánica. El objetivo de emplear estos residuos es doble: mejorar la calidad y fertilidad de los suelos degradados y, al mismo tiempo, reciclar residuos orgánicos de una forma racional y respetuosa con el medio ambiente (Hernández y col., 2015).

Tipos de enmiendas orgánicas

Las enmiendas orgánicas más empleadas incluyen biosólidos, estiércol de granja, compost de residuos orgánicos urbanos, lodos de depuradoras, residuos de molienda de oliva, lodos de pulpa, residuos de madera y subproductos de la producción de etanol (García y col., 2017). Las enmiendas del suelo con materiales orgánicos consiguen mejorar el estado de los nutrientes en estos, ya que funcionan como fuente de macro y micronutrientes, así como las propiedades físicas al incrementar la porosidad y retención de agua como resultado de la presencia de sustancias húmicas. Entre estas enmiendas podemos destacar las siguientes:

Composts

Mediante el proceso de compostaje se consigue transformar un residuo orgánico bruto en uno biológicamente más estable. El producto de este proceso es el compost, de aspecto semejante al humus y con poco parecido al material original. Se trata de un producto estabilizado por procesos biológicos, fácil de manejar, almacenar y sin olor. El compost presenta una capacidad única para mejorar las características químicas, físicas, y biológicas del suelo. Mejora la capacidad de retención hídrica en suelos arenosos y estimula la estructura del suelo al aumentar la estabilidad de sus agregados. El suelo llega a ser microbiológicamente más activo y más supresivo a patógenos. Fomenta la actividad microbiana y también acelera la descomposición de plaguicidas (Cooperband, 2002). Las características químicas, físicas y biológicas del compost dependerán de la naturaleza de los residuos que se utilicen en su elaboración (Figura 9).

Los factores que inciden en el proceso de elaboración del compost, y en consecuencia en el producto final, son esencialmente, la naturaleza de los residuos biodegradables y de los microorganismos, el tamaño de las partículas, el pH y la temperatura. El interés en su uso reside fundamentalmente en el alto contenido en materia orgánica que contiene, ya que dependiendo de las materias primas empleadas oscila generalmente entre un 35 a un 45%.

También es importante considerar el grado de madurez del mismo. Un buen indicador para ello es la relación C/N del compost.



Figura 9.-*Naturaleza residuos utilizados en la elaboración de compost*. *Fuente: Recuperado de internet el 31 de Agosto de 2017*.
http://asociacionlomascountry.org/composta/o_Materias%20para%20compostaje%20compos4.jpg

Estiércol Animal

Los estiércoles son los excrementos sólidos y líquidos de los animales, mezclados con los residuos vegetales que se han utilizado como lecho. Ha sido durante mucho tiempo el abono orgánico de origen animal más utilizado para reponer la fertilidad natural de los suelos, ya que su incorporación al suelo aporta nutrientes, incrementa la retención de la humedad y mejora la actividad biológica y, por tanto, la fertilidad del suelo y su productividad. Como todos los otros abonos orgánicos, el estiércol no tiene una concentración fija de nutrientes. Esta dependerá de la especie animal, su edad, su alimentación y los residuos vegetales que se utilizan, entre otros.

En la composición del estiércol el mayor rol lo juega la especie animal ya que cada especie produce excrementos muy diferentes en cuanto a su contenido en nutrientes. Analizando los diferentes abonos según este criterio, los estiércoles ovinos son los más ricos en nutrientes, después sigue el guano de gallina (gallinaza), el estiércol equino, bovino y, por último, el estiércol porcino. Por lo general, todos contienen mucho nitrógeno (N) y potasio (K), pero muy poco fósforo (P) disponible.

El estiércol puede ser aplicado sin tratar o compostado aunque el proceso de compostaje cambiará sus cualidades, como por ejemplo la disponibilidad de nutrientes, que será menor tras el compostaje, o la estabilidad biológica del producto, que será mayor. Esto significa que el efecto de la materia orgánica será más duradero (Cooperband, 2002).

Residuo Vegetal

El residuo vegetal está formado por las partes de las plantas que quedan tras realizar la cosecha. Es una importante fuente de materia orgánica y como tienen una elevada concentración en carbono, son biológicamente muy activos.
Dejar restos de poda sobre la superficie consigue incrementar la agregación del suelo y protegerlo de la formación de costras causadas por el impacto de la lluvia y heladas que rompen los agregados del suelo en partículas finas.

Lodos de depuradora (Biosólidos)

El lodo de depuradora se define como un “material sólido heterogéneo cuya composición no sólo depende del agua residual, sino también de la tecnología empleada y la época del año” (Terry y col., 1979).

Los lodos de depuradora son empleados habitualmente como enmiendas orgánicas en la restauración de suelos ya que contienen macro y micronutrientes, los cuales son buena fuente de nutrientes para las plantas, y constituyentes orgánicos que proporcionan propiedades de acondicionamiento beneficiosas para el suelo. Por otro lado, su incorporación al suelo permite el reciclado de nutrientes y elimina o disminuye la necesidad de usar fertilizantes comerciales en los cultivos. Sin embargo, los lodos de depuradora también pueden contener compuestos perjudiciales como detergentes, sales y pesticidas debido a los efluentes de las instalaciones municipales e industriales, tóxicos orgánicos y disruptores

hormonales, cuya presencia en el lodo tratado dependerá del origen de éste (aguas residuales urbanas o aguas industriales) (García y col., 2017).

Biosólidos digeridos y deshidratados contienen normalmente 3-6 % de N, 1-4% P, 0.2-1% K y 50-60% de materia orgánica. También contienen Ca, Mg y metales traza. El contenido en agua está en el rango de 70-95% en peso, dependiendo del procesado (Cooperband, 2002).

Abono verde

Los abonos verdes corresponden a la biomasa vegetal producida por la siembra de alguna especie de gramínea, leguminosa o crucífera u otra especie vegetal, que permite incorporar materia orgánica al suelo. Los abonos verdes permiten incorporar materia orgánica y otros nutrientes utilizados por el material vegetal. Las especies gramíneas favorecen la formación de la estructura del suelo, mientras que las leguminosas incorporan nitrógeno por efecto de fijación simbiótica, que permite enriquecer con N los tejidos de la planta, y por descomposición directa de los nódulos ricos en nitrógeno. La combinación de ambas especies es muy favorable para mejorar las condiciones físicas y químicas del suelo. El efecto del abono verde es muy efímero, pues esta materia orgánica es muy fácil de mineralizar, por lo que su efecto residual no es largo. Sin embargo, es una materia orgánica económica (Sierra, 2016).

Selección de la enmienda orgánica

Las enmiendas orgánicas empleadas en la restauración de suelos pueden tener multitud de procedencias, tanto de fuentes animales como vegetales, pudiendo destacar desde estiércoles (frescos, envejecidos, compostados), a residuos urbanos, biosólidos, residuos agrícolas y forestales, residuos de la industria conservera y residuos agroindustriales (Larney y Pan, 2006). Cómo ya señalaron anteriormente numerosos autores (Sims y col., 1997; Ros y col., 2002, 2003; García y col., 1994; Tejada y col., 2006a y b, 2009; Pascual y col., 1999; Stewart y col., 2000), cuando se incorporan estos residuos al suelo se produce una mejora de sus propiedades físicas, químicas y biológicas gracias al aporte de materia orgánica contenida en estos residuos.

La estabilidad y madurez de la enmienda orgánica son dos importantes factores a tener en cuenta para obtener éxito en la recuperación de suelos degradados. Generalmente el término estabilidad se relaciona con la tasa de degradación de la materia orgánica, mientras que el término madurez se refiere a la descomposición de compuestos orgánicos potencialmente fitotóxicos (Larney y Angers, 2012). La aplicación de enmiendas orgánicas inestables o inmaduras, pueden provocar efectos adversos sobre las propiedades del suelo, tales como malos olores, alteración del suelo y pH del agua, inmovilización del N disponible y adición de fitotoxinas y patógenos animales en el suelo y agua, exceso de nutrientes, metales pesados, etc…

Así el efecto de la enmienda orgánica sobre las propiedades del suelo variará en gran medida en función de su composición y grado de descomposición anterior a su aplicación en el suelo. La enmiendas orgánicas fácilmente degradables (biosólidos, estiércoles, gallinaza), tienen menor probabilidad de ser retenidas en el suelo durante largos periodos de tiempo, contribuyendo poco al almacenamiento de C a largo plazo. Por otro lado, enmiendas ricas en lignina más recalcitrantes como son los restos vegetales, son menos lábiles en el suelo y en general mostrarán un efecto menor pero más duradero sobre las propiedades del suelo (Larney y Angers, 2012). Palumbo y col., (2004) sugirieron que el origen, calidad y cantidad de la enmienda orgánica debería ser seleccionada en función del objetivo y sitio de restauración del suelo.

Normalmente, la dosis de enmienda aplicada así como el tiempo transcurrido entre enmiendas está estrechamente relacionado. Al contrario de los que ocurre cuando las enmiendas orgánicas son utilizadas en agricultura, la mayoría de los escenarios de recuperación de suelos, generalmente se basan en una sola actividad con grandes cantidades de materia orgánica, en lugar de múltiples cantidades más bajas durante períodos de tiempo más largos. Esta única dosis elevada de enmienda asegura un rápido desarrollo de la vegetación, la cual es esencial en la activación del ciclo de los nutrientes y mejora de las propiedades físicas del suelo (Larney y Angers, 2012).

MICROORGANISMOS Y SUELOS ENMENDADOS

El empleo de enmiendas orgánicas en la restauración de suelos degradados consigue mejorar las características físicas, químicas, bioquímicas y microbiológicas del suelo al que se adiciona. Entre las principales funciones de las enmiendas orgánicas en el suelo destacan; el desarrollo de los agregados del suelo; aprovisionamiento de nutrientes a las plantas, y reducción de la pérdida de agua, además de otras funciones beneficiosas (García y col., 2017).

Efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo

Uno de los efectos más característicos que provoca la enmienda orgánica en los suelos degradados es la mejora de sus propiedades físicas. La materia orgánica de los residuos orgánicos incorporados al suelo influye positivamente en estos. Diversos autores han observado que la aplicación de lodos de depuradora mejora la calidad del suelo mejorando sus propiedades físico-químicas, incrementado la agregación del suelo, su porosidad y capacidad de retención hídrica, y disminuyendo la densidad aparente (Ramulu, 2001; Garg y col., 2005; Diacono y Montemurro, 2010; Nkoa y col., 2014).

Sobre la **estabilidad de agregados** del suelo, Abiven y col. (2009) concluyeron en su estudio que el efecto de las enmiendas fácilmente biodegradables sobre los agregados del suelo es intenso pero transitorio, mientras que las enmiendas más resistentes a la degradación, cómo son las de carácter ligno-celulósico, tiene un efecto menos intenso, pero más duradero. Esta acción de la materia orgánica en la estabilización de agregados puede realizarse a través de dos posibles mecanismos (Van-Camp y col. (2004): i) Incremento de la cohesión entre partículas de los agregados, ii) Mejora de su hidrofobicidad, lo que hace decrecer el riesgo de rotura. La comunidad microbiana incorporada al suelo con la enmienda orgánica también juega un papel importante en la evolución de los agregados (Bronick y Lal, 2005) ya que controlan la degradación de la materia orgánica. Así, la estabilidad de agregados es uno de los factores físicos que más afectan a la calidad del suelo y su fertilidad.

La riqueza en materia orgánica de los residuos orgánicos y su carácter coloidal mejora el balance hídrico del suelo, al aumentar la **capacidad de retención hídrica**, lo que permite al suelo resistir mejor los periodos de sequía (Mabuhay y col., 2006), asimismo, reduce la **densidad aparente** de los suelos (Mbagw, 1992), hecho atribuible a la baja densidad de estos productos, y su tendencia a aumentar el espacio poroso.

Además de los lodos de depuradora, residuos orgánicos compostados tales como los residuos urbanos han demostrado tener un efecto significativamente positivo sobre las propiedades físicas del suelo, produciendo igualmente un incremento en la estabilidad de agregados, capacidad de retención hídrica y porosidad (Albiach y col., 2001; Hernández y col., 2015).

Por otro lado, altas tasas de aplicación de lodo, incrementan la **capacidad de intercambio catiónico**, lo cual ayuda a las plantas a retener los nutrientes esenciales dentro de la zona de las raíces gracias a la presencia adicional de sitios de unión de cationes. La descomposición de las fuentes de materia orgánica produce cohesiones entre las partículas minerales y sustancias orgánicas, principalmente carbohidratos. Esto a su vez contribuye a mejorar la resistencia del suelo a la erosión (Annabi y col., 2006).La adición de las enmiendas orgánicas a los suelos degradados puede disminuir su **pH** (Pomares y Pratt, 1979), incrementarlo (Epstein y col., 1976) o no tener efecto sobre el pH (Gallardo-Lara y col., 1990). En cualquier caso, la modificación del pH del suelo dependerá de la capacidad tampón del mismo.

Las enmiendas orgánicas pueden presentar un contenido elevado en sales, especialmente los compost. Por ello, la adición de enmiendas orgánicas, particularmente a dosis elevadas, puede producir un incremento de la **CE** del mismo, lo cual puede afectar negativamente al ecosistema. No obstante en ensayos de recuperación de suelos degradados se observó que aunque la CE aumentaba inmediatamente después de la enmienda, el contenido en sales tendía a disminuir con el tiempo, debido al lavado de dichas sales por efecto de la lluvia, así como la absorción de nutrientes por la vegetación desarrollada de modo espontáneo en el suelo (Díaz, 1992; Ros, 2000).

La aplicación de materiales orgánicos también puede mejorar el estado nutricional del suelo, actuando como fuente de **macro y micronutrientes**. Los residuos orgánicos urbanos aumentan los contenidos en

macro y micronutrientes del suelo, ya que se presentan en grandes cantidades en ellos (Ayuso y col., 1996; Tejada y col., 2006; O'Dell y col., 2007). Estos materiales aportan el nitrógeno y fósforo, mayoritariamente en forma orgánica, mientras que el resto de macronutrientes son aportados en forma inorgánica.

Efectos sobre las propiedades microbiológicas y bioquímicas del suelo

La fracción biótica de la materia orgánica (formada por organismos vivos), desempeña un papel fundamental en los suelos, al ser la última responsable del estado de la materia orgánica, y en general, del desarrollo y funcionalidad de un ecosistema terrestre (Smith y Papendick; 1993). Los microorganismos, por tanto, influyen sobre los ecosistemas y sobre la fertilidad de los suelos, interviniendo tanto en el establecimiento de los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, como en la formación de la estructura de los suelos (Harris y Birch, 1989).

La medida de la actividad enzimática del suelo es considerada como un método sensible propuesto como un indicador potencial de su calidad (Bhattacharya y col., 2016) ya que integra las características químicas, físicas y biológicas del suelo. Los cambios en la biomasa microbiana del suelo y en las actividades enzimáticas podrían reflejar modificaciones en los stocks de la materia orgánica y otras propiedades del suelo (Dick y Tabatabai, 1993).

Los suelos degradados presentan una baja actividad microbiana que incidirá negativamente en su calidad, fertilidad y productividad natural, ya que los ciclos biogeoquímicos de los elementos importantes en el suelo se desarrollan en los sistemas degradados con enorme dificultad, según se manifiesta por los escasos valores de actividades enzimáticas detectados en ellos. La incorporación de residuos orgánicos a los suelos va a producir una reactivación de sus propiedades microbiológicas y bioquímicas, estimulando la proliferación microbiana y su actividad metabólica, como consecuencia de los aportes de nuevas fuentes lábiles de carbono que van a servir como sustrato a la biota del suelo (Ros y col., 2003; Tejada y col., 2006). Este aumento se traduce, a su vez, en un incremento de las enzimas y metabolitos en el suelo.

Las enzimas son responsables de la mayor parte de las reacciones que intervienen en los procesos de mineralización e inmovilización de los nutrientes del suelo y, por tanto, están en relación con la disponibilidad de los mismos para la planta. Algunos de los metabolitos liberados por los microrganismos (vitaminas y/o aminoácidos, etc…) o moléculas de bajo peso molecular procedente de la mineralización de la materia orgánica, pueden influir de forma positiva y directa sobre el crecimiento vegetal (Albuzio y col., 1989).

Existe controversia sobre si la comunidad microbiana presente en la materia orgánica exógena incorporada al suelo, alterará o no la comunidad microbiana nativa de dicho suelo. Según Saison y col., (2006), la actividad microbiana intrínseca del compost empleado como enmienda, se une a la actividad de la población original del suelo con un mínimo impacto sobre comunidad microbiana nativa. Por el contrario, para Ondoño y col., (2014) la incorporación de materia orgánica exógena a la matriz del suelo puede modificar su comunidad microbiana al incorporar una considerable cantidad de microorganismos ligados al compost (hongos y bacterias), los cuales pueden resultar en una competición o antagonismo con los ya existentes en el suelo. El compost de residuos estimula la actividad microbiana en los suelos, aumentando la mineralización de la materia orgánica, apoyando así el crecimiento y la activación de los microorganismos (Scotti y col., 2016; Albiach y col., 2001; Heidari y col., 2016).

Por otro lado, la adición de otro tipo de enmienda orgánica al suelo como es el lodo de depuradora, en algunos casos se ha visto que puede producir algunos efectos negativos sobre las actividades enzimáticas del suelo debido a la presencia en el mismo de metales pesados (Kandeler y col., 2000), dependiendo del origen de éste. No obstante, también se ha observado que la aplicación como enmienda de lodos de depuradora aumenta la actividad microbiana, la tasa de respiración y actividades enzimáticas en ensayos a medio plazo (10 y 3 años respectivamente) (Pascual y col., 2000; Carlson y col., 2015). En la Tabla 4 se resumen los principales efectos de las enmiendas orgánicas empleadas en restauración de suelos degradados.

Debido a el largo periodo de tiempo requerido para que un suelo degradado alcance un nuevo equilibrio, el efecto de las enmiendas orgánicas debería ser estudiado en ensayos de campo a largo plazo (Diacono

y Montemurro, 2010). Sin embargo, cómo se ha expuesto anteriormente, la tasa de degradación de la materia orgánica varía enormemente dependiendo de su origen, grado de madurez, estabilidad, naturaleza del suelo, condiciones climáticas, etc.. Por este motivo resulta interesante profundizar en el conocimiento de ensayos de restauración de suelos degradados bajo diferentes escenarios.

Según, Carlson y col., (2015), la calidad y cantidad de la enmienda orgánica incorporada al suelo tiene influencia en la eficacia del proceso de restauración. Tras la incorporación de enmienda al suelo encontraron que el mayor impacto sobre las actividades enzimáticas de éste, tuvieron lugar en el primer año de su aplicación. Así, en cuanto al estudio de la cantidad de enmienda, los efectos del tratamiento fueron transitorios y después de tres años, ciertas actividades enzimáticas presentaban niveles iguales o parecidos al tratamiento control. Por tanto, sugirieron que aplicaciones repetidas (al menos cada tres años), pueden ser necesarias para alcanzar beneficios a largo plazo. En cuanto a la calidad de la enmienda, en este estudio se proporcionaron evidencias de que el empleo de compost obtenido a partir de biosólidos produjo un cambio más significativo y duradero en los grupos de hongos que el empleo de residuos urbanos, probablemente debido a la capacidad de estos para degradar los compuestos orgánicos más recalcitrantes, la cual se fomenta al incorporar altas proporciones.

Tabla 4.-Principales efectos de las enmiendas orgánicas empleadas en restauración de suelos degradados

Propiedades	Efecto	Referencias
Propiedades fisicas		
pH	Disminuye	Medina y col., 2015; Bastida y col., 2008
pH	Incrementa	Prayogo y col., 2014; Novak y col., 2009
Estabilidad de agregados	Incrementa	Nkoa y col., 2014; Garg y col., 2005
Densidad aparente	Disminuye	Nkoa y col., 2014; Ojeda y col., 2003
Capacidad de retención hídrica	Incrementa	Hernández y col., 2015; Nkoa y col., 2014
Porosidad	Incrementa	Hernández y col., 2015; Nkoa y col., 2014
Erosión	Disminuye	Garg y col., 2005; Ojeda y col., 2003
Propiedades químicas		
Carbono orgánico total	Incrementa	Käsntner y Miltner, 2016; Calleja-
Conductividad eléctrica	Incrementa	Laird y col., 2010; Hargreaves y col., 2008
N y P	Incrementa	Debiase y col., 2016; Marron, 2015
Metales pesados	Incrementa	Walter y col.,2006; Zhang y col., 2006
Propiedades bioquímicas y microbiológicas		
Actividad microbiana	Incrementa	Calleja-Cervantes y col., 2015; Hernández
Respiración	Incrementa	Fernández-Getino y col., 2012; Pascual y
Biomasa microbiana	Incrementa	Hernández y col., 2015; Alguacil y col.,

Fuente: García y col., 2017

Muchos autores han afirmado que una única aplicación a alta dosis de materia orgánica es suficiente para recuperar la cobertura vegetal en suelos degradados (Carlson y col., 2015; Walter y col., 2006; Bastida y col., 2007) manteniendo altos niveles de C orgánico durante un largo periodo de tiempo.
De acuerdo a Hernández y col., (2015), la incorporación de compost en grandes cantidades en una única aplicación produce las mayores mejoras en las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo y a un mayor incremento en el pool de C orgánico de suelos degradados de zonas semiáridas. Por ende, debido al bajo contenido de C orgánico en los suelos de estas zonas, estos suelos son capaces de admitir grandes aportes de materia orgánica exógena, la cual queda en parte fijada de forma estable en el suelo en forma de ácidos húmicos.
Normalmente, la dosis aplicada y el tiempo transcurrido desde la enmienda están estrechamente relacionados con el efecto en el suelo. En experimentos a **corto plazo**, altas tasas de aplicación producen una mayor respuesta en los parámetros bioquímicos y microbiológicos, mientras que las propiedades físicas del suelo no resultan tan afectadas, ya que las propiedades biológicas son más sensibles.

Llovet y col., (2008), evaluaron el aporte a **medio-largo plazo** de una amplia gama de dosis y tipos de lodos de depuradora en experiencias de repoblación en ambiente semiárido seco. A los 7 años de tratamiento las parcelas con alta dosis de enmienda presentaron un porcentaje de materia orgánica superior (6%) a las parcelas control (4%), mientras que a dosis moderadas o bajas de lodo no se observaron diferencias significativas. Estos datos indican que una buena parte de la enmienda se ha mineralizado, no llegando a formar parte de la materia orgánica del suelo. Nicolás y col. (2012) obtuvieron resultados parecidos aplicando grandes dosis de enmienda orgánica, mostrando los suelos enmendados mayores concentraciones de C orgánico que el control durante el periodo de estudio.

Ya que se necesita un largo lapso de tiempo para que un suelo degradado alcance un nuevo equilibrio, el efecto de las enmiendas orgánicas sobre la materia orgánica del suelo debería ser estudiado en ensayos en campo a largo plazo (Diacono y Montemurro, 2010) más que a corto plazo.

Diferentes experimentos sobre el efecto a **largo plazo** de la adición de compost de diferente origen a suelos degradados demostraron que la incorporación de compost mejoraba propiedades biológicas del suelo, tales como el tamaño de las poblaciones microbianas (carbono de la biomasa microbiana), la respiración basal, el contenido en adenosin-tri-fosfato (ATP) y la actividad de diferentes enzimas (Ros y col., 2006; Tejada y col., 2006b, 2009). Este efecto es permanente en el tiempo, posiblemente debido a que la gradual descomposición del compost en el suelo mantiene una continua liberación de nutrientes que permite mantener a las poblaciones microbianas durante largos periodos de tiempo (Murphy y col., 2007).

En un estudio de recuperación de un suelo semiárido degradado mediante la adición única de la fracción orgánica de basura doméstica, estabilizada de modo natural durante 20 días, y a dosis de 65, 130, 195 y 260 Mg ha^{-1}, Bastida y col., (2007a) observaron que 17 años después de la enmienda, los suelos enmendados presentaban mayores contenidos de C de la biomasa microbiana, ATP, respiración basal y actividad de diferentes hidrolasas relacionadas con los ciclos de macronutrientes tales como ureasa, β-glucosidasa, proteasa y fosfatasa que el suelo control, mejorando por tanto la calidad microbiológica del suelo. Este efecto positivo sobre la calidad del suelo aumentaba al hacerlo la dosis de enmienda aplicada.

En un experimento de campo sobre suelo degrado semiárido, se le incorporaron dosis de 150 y 450 Mg ha^{-1} de la fracción orgánica de una basura doméstica y compostada, resultando en una mayor abundancia de grupos microbianos en los suelos de las parcelas que recibieron la mayor dosis de enmienda (García y col., 2012).

En muchas regiones Mediterráneas, los efectos negativos en el suelo como resultado de un manejo agrícola inadecuado son agravadas por factores mediambientales inherentes, tales como sustrato litológico, relieve y clima semiárido (López Bermúdez y García Gómez, 2005).

En cuanto al impacto del manejo agrícola en estas zonas, Almagro y col., (2016) observaron que, cambios de labranza intensiva a otras más conservadoras (reducción de la labranza junto a la aplicación de abono verde), conducía a la mejora en la estructura y calidad del suelo en agrosistemas semiáridos mediterráneos de cultivo de almendra, reduciendo de manera paralela la erosión del suelo, e incrementando el secuestro de carbono en estos suelos de secano.

Según Chocano y col., (2016) en un trabajo de campo a medio plazo (11 años) en suelo agrícola de cultivo de ciruela, concluyeron que la adición repetida de compost fue más efectiva en el incremento del pool de C orgánico del suelo, contenido en sustancias húmicas y producción, y en la mejora de la actividad y abundancia de la población microbiana del suelo que el abono verde, restos de poda ó biofertilizantes respecto al control.

OBJETIVO DEL PROYECTO

El objetivo de este estudio ha sido la realización de un estudio comparativo sobre la eficacia a corto, medio y largo plazo, de la aplicación de materiales orgánicos de diferente naturaleza y grado de estabilización (en una única adición a dosis media y/o elevada), en la recuperación de la calidad de suelos degradados de zonas semiáridas y en la creación de un pool de carbono estable en el suelo. Para alcanzar estos objetivos se han monitorizado parámetros relacionados tanto con la posible construcción de nueva materia orgánica (ligados al C y su fijación), cómo parámetros del suelo asociados a la mejora de su sostenibilidad (agronómicos, ambientales, y relacionados con su diversidad biológica), todo ello con la finalidad de conocer si la aplicación de enmiendas orgánicas puede ser empleada como una herramienta eficaz de mejora en la recuperación de suelos degradados de zonas semiáridas y en la creación de materia orgánica, a diferentes escalas de tiempo.

Como OBJETIVOS ESPECIFICOS se señalan los siguientes:

Análisis sobre parámetros agronómicos y ambientales, así como de biodiversidad microbiana, que permita valorizar de manera adecuada a diferentes residuos orgánicos que puedan ser fuentes de enmiendas orgánicas exógenas de biodiversidad. Particular atención se pondrá en aspectos negativos para las enmiendas (salinidad, compuestos nitrogenados lábiles, compuestos de carbono fácilmente mineralizables, metales pesados, microrganismos patógenos, o incluso posibilidad de contaminantes emergentes en esas enmiendas. La parte “positiva” de las enmiendas orgánicas, así como su parte “negativa”, serán consideradas para la valoración final de dichas enmiendas. Se propondrá un criterio ambiental sobre lo que supone el aporte a los suelos de enmiendas orgánicas de calidad, sobre residuos orgánicos capaces de actuar como enmiendas orgánicas de los suelos, para poder así conocer su composición, e intuir sus efectos cuando se adicionen al suelo.

Evaluación de la calidad ganada por los suelos enmendados, su beneficio sobre evitar procesos de degradación y erosión en esos suelos enmendados, y monitorización del C contenido en los “sumideros” existentes en el suelo, mediante métodos físicos, químicos, químico-estructurales, y biológicos, con el fin de aumentar nuestro conocimiento sobre ellos.

METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO CIENTIFICO-TÉCNICO

Para el desarrollo de este trabajo se seleccionaron suelos no agrícolas (SN) degradados, localizados en diferentes áreas de la Región de Murcia, sometidos a condiciones de clima cálido semiárido según clasificación climática de Köppen-Geiger (Kottek y col, 2006), que habían sido enmendados en su momento, con fines de rehabilitación, con una sola aplicación de materia orgánica exógena de distinto origen. El tiempo transcurrido desde la aplicación de la enmienda hasta el muestreo de suelo realizado para el desarrollo de este trabajo de Tesis Doctoral, difería según la zona de muestreo considerada (Tabla 5).

En todos los casos, las dosis de materia orgánica aplicadas fueron calculadas de modo que se incrementase el contenido de materia orgánica del suelo al menos hasta 1,5-2%. Las enmiendas orgánicas se incorporaron en la capa arable del suelo, lugar más efectivo para aprovechar al máximo el efecto positivo de la enmienda (Bastida y col., 2008b; García-Franco, 2014). Además, en estos suelos, se desarrolló tras el aporte de materia orgánica una vegetación espontánea y oportunista que, al morir durante el periodo estacional seco, dio lugar a un aporte adicional de materia orgánica fresca al suelo.

En cada una de las áreas de estudio se muestrearon tanto los suelos enmendados cómo los suelo control sin enmendar. Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 20 cm del suelo (capa arable). Cada muestra era el resultado de la mezcla y homogeneización de varias submuestras tomadas recorriendo la parcela en zig-zag, obteniendo así una muestra representativa de cada parcela. Además, cada tratamiento se encontraba replicado 3 veces en el campo. En el laboratorio, las muestras se tamizaron a 2 mm y, a continuación se separaron en dos fracciones que se conservaron a 4ºC hasta su análisis químico y bioquímico y a -18ºC hasta su análisis microbiológico, respectivamente. Antes de tamizar, los restos vegetales fueron eliminados manualmente, con el fin de evitar la influencia de éstos sobre los parámetros a determinar.

Tabla 5.-Descripción de las áreas y zonas de estudio

Área	Zona	Años desde enmienda	Materia orgánica exógena	Nomenclatura	OBJETIVO
A	Cartagena(Z1)	3	Compost estiércol animal (CP)	SN-3-Z1(CP)	Efecto de la adición de compost en dos zonas diferentes
	Abarán(Z2)			SN-3-Z2(CP)	

La incorporación de enmiendas orgánicas en suelos degradados puede ser una buena estrategia para preservar y mejorar la calidad del suelo para su uso en el futuro (García y col., 2017). En relación a la calidad de la enmienda aplicada, Tejada y col., (2008) observaron un mayor efecto positivo cuando las enmiendas procedían de residuos orgánicos compostados en comparación con los residuos frescos, tales como vinaza de remolacha, estiércol animal y lodos de depuradora. Esto sugiere que no todas las clases de residuos son adecuadas para una aplicación directa en el suelo, ni son igual de eficaces en la mejora de la calidad del suelo. Según Bhattacharya y col., (2016), los residuos compostados incrementan más que los materiales frescos la materia orgánica en el suelo. Durante el compostaje, los compuestos orgánicos más biodegradables son mineralizados, mientras que otra parte de estos compuestos orgánicos llegan a ser precursores de sustancias húmicas (Senesi y Plaza, 2007).

Por todo lo expuesto, en el desarrollo de este trabajo se valoran los efectos de residuos orgánicos de diferente naturaleza (vegetal, animal, doméstico) y distinto grado de estabilización (fresco vs compostado) en la restauración de suelos degradados en ambientes semiáridos.

ACTIVIDAD 1. ESTUDIOS SOBRE ENMIENDAS ORGÁNICAS (RESIDUOS ORGÁNICOS).

Area A. Estudio en dos zonas diferentes del efecto de la adición de compost de estiércol animal

Cabe esperar que la adición de enmiendas orgánicas a los suelos degradados de lugar a un aumento inmediato del contenido en carbono orgánico total de ese suelo. Pero esa materia orgánica exógena se mineraliza en gran medida, dependiendo de numerosos factores tales como la naturaleza y estado de degradación del suelo, grado de estabilidad de la enmienda, dosis de la enmienda aplicada, presencia o no de vegetación etc…, siendo impredecible la continuidad de sus efectos positivos en el suelo.
En este apartado de la presente Memoria de Tesis Doctoral, se establecen los cambios en las diferentes características de dos suelos degradados de distinta naturaleza, que persisten en dichos suelos 3 años después de la adición de una misma enmienda orgánica.

En las dos zonas (Zona 1 y Zona 2) del área A consideradas en este estudio, se empleó como enmienda una mezcla de estiércol de origen animal (cabra y oveja) estabilizada mediante proceso de compostaje, cuyas principales características se detallan en la Tabla 6.

El **compost de estiércol animal** se considera como un recurso importante para mantener y mejorar la calidad del suelo ya que:

- Fomenta su biodiversidad al incrementar el contenido en nutrientes (N, P, K) y materia orgánica, mejorando la actividad microbiana.
- Controla la erosión del suelo al favorecer el desarrollo vegetal.
- Disminuye la emisión a la atmósfera de gases invernadero, al mejorar la estructura del suelo, aumentando la fijación de carbono.
-

No obstante, es importante supervisar su incorporación al suelo ya que ésta puede estar asociada a problemas como:

- Cambios en el balance de nutrientes (Benke y col., 2008)
- Salinidad en el suelo (Hao y Chang, 2003)
- Contaminación por lixiviación de nitratos(Chang y Entz, 1996)

-

Tabla 6.-Principales características del compost de estiércol de cabra y oveja (m.s.)

Parámetros	Compost animal
pH*	8,31
Conductividad Eléctrica (25 ºC),* dS m^{-1}	14,21
Carbono hidrosoluble, mg kg^{-1}	14710,3
Carbono Orgánico Total, g $100g^{-1}$	18,47
Materia Orgánica, g $100g^{-1}$	53,80
Nitratos, mg L^{-1}	51,85
Fósforo Total, g $100g^{-1}$	0,59
Nitrógeno total, g $100g^{-1}$	1,46
Potasio Total, g $100g^{-1}$	4,50
Cadmio Total, mg kg^{-1}	0,31
Cobre Total, mg kg^{-1}	30,92
Cromo Total, mg kg^{-1}	13,80
Níquel Total, mg kg^{-1}	6,90
Plomo Total, mg kg^{-1}	7,56
Zinc Total, mg kg^{-1}	79,92

**Determinados en extracto acuoso (1:5), ms: materia seca*

ZONA 1.-Cartagena (SN-3-Z1)

El experimento se desarrolló en una zona perteneciente a la sierra minera de La Unión, Cartagena, de coordenadas: 37º 37' 20''N, 0º 50' 55 ''W-37º40'03''N, 0º48'12''W, que cubre un área de 50 km^2. El terreno es bajo, pero con pendientes pronunciadas debido a su proximidad a la costa. La zona de Cartagena se caracteriza por presentar un clima cálido semiárido de acuerdo al sistema de clasificación climática de Köppen-Geiger (2006). La temperatura media anual en esta zona durante el periodo de estudio fue de 18,2°C y la precipitación media de 296 mm/año.



Figura 9.-*Distribución de las parcelas experimentales, Área A, Zona1*

Tres parcelas (25-30 m^2) fueron enmendadas 3 años antes de la toma de muestras con 150 t ha^{-1} de compost de estiércol de oveja y cabra, que fue incorporado sobre la capa arable del terreno mediante la ayuda de un rotovator. Las principales características de este compost se muestran en la Tabla 6. La distribución de la enmienda se llevó a cabo por triplicado y al azar, de manera que se dispusieron parcelas control y parcelas enmendadas con compost de estiércol animal, tal y como se detalla en la Figura 9 y 10 y la Tabla 7. El suelo en esta zona está clasificado como Regosol calcárico (FAO, 2006) con textura franco-arenosa.



Figura 10.-*Delimitación de las parcelas experimentales, Área A, Zona1*

Tabla 7.-Nomenclatura y descripción tratamientos suelos Zona 1

TRATAMIENTO	DESCRIPCION	DOSIS (t ha^{-1})
SN-3-Z1	Sin enmienda	0
SN-3-Z1(CP)	Enmienda con compost de estiércol animal	150

En el momento del muestreo del suelo, las parcelas experimentales se encontraban con una escasa cubierta vegetal, siendo mucho menor su desarrollo en los suelos control que en los suelos enmendados (SN-3-Z1) como se puede observar en la Figura 11.



SN-3-Z1 SN-3-Z1 (CP)

Figura 11.-*Cubierta vegetal desarrollada en las parcelas de la Zona 1, 3 años después de la aplicación de la enmienda al suelo*

Las principales características del suelo sobre el que se realizó el ensayo se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8.-Características del suelo control Cartagena (Z1)

Parámetros	Suelo Control
pH*	8,27
Conductividad Eléctrica,* (25 ºC, 1:5), dS m^{-1}	0,16
Carbono Orgánico Total, g $100g^{-1}$	1,81
Nitrógeno Total, g $100g^{-1}$	0,18
Fósforo Total, g $100g^{-1}$	0,04
Potasio Total, g $100g^{-1}$	0,76
Cloruros, mg L^{-1}	53,92
Nitratos, mg L^{-1}	23,54
Calcio, g $100g^{-1}$	7,13
Textura	Franco-arenosa

**Determinados en extracto acuoso (1:5)*

ZONA 2- Abarán (SN-3-Z2)

El lugar de estudio está situado en Abarán, Murcia: 38°13’20.6’’N, 1°21’05.2’’W, donde los suelos están sometidos a condiciones de clima cálido semiárido, caracterizado por un periodo seco de larga duración, con importantes procesos de erosión debido a su fina textura, escasa permeabilidad y alta escorrentía superficial por las escasas lluvias a veces torrenciales. La temperatura media anual fue de 17,4°C y la precipitación media anual de unos 300-400 mm/año.

Estas parcelas (SN-3-Z2) fueron enmendadas 3 años antes de la toma de muestras con el mismo compost de estiércol animal utilizado en la Zona 1 y a la misma dosis, procediéndose para su incorporación, de modo similar a como se hizo en la Zona 1. La disposición de las parcelas en la Zona 2 se muestra en la Figura 12, y la descripción de los tratamientos y nomenclatura de los mismos en la Tabla 9. Las principales características del suelo control de esta Zona se muestran en la Tabla 10.

Tabla 9.-Nomenclatura y descripción tratamientos suelos Zona 2

TRATAMIENTO	DESCRIPCION	DOSIS (t ha^{-1})
SN-3-Z2	Parcela sin enmienda	0
SN-3-Z2(CP)	Compost de Estiércol Animal	150

Tabla 10.-Características del suelo control Abarán (Z2)

Parámetros	Suelo Control
pH*	8,17
Conductividad Eléctrica* (25 ºC), dS m^{-1}	2,46
Carbono Orgánico Total, g $100g^{-1}$	1,17
Nitrógeno Total, g $100g^{-1}$	0,10
Fósforo Total, g $100g^{-1}$	0,03
Potasio Total, g $100g^{-1}$	0,64
Cloruros, mg L^{-1}	1363,95
Nitratos, mg L^{-1}	22,57
Calcio, g $100g^{-1}$	23,0
Textura	Areno-arcillo-limosa

**Determinados en extracto acuoso (1:5)*



Figura 12.-*Distribución de las parcelas experimentales Área A, Zona2*



Figura 13.-*Delimitación de las parcelas experimentales, Área A, Zona2*

El suelo de la zona presenta textura franco-arcillo-arenosa, y está clasificado como Regosol calcárico (FAO, 2006) (Tabla 11). Al igual que en la Zona 1, en el momento del muestreo de suelos, las parcelas experimentales estaban cubiertas de una vegetación espontánea que se desarrolló a los pocos meses de la incorporación de la enmienda y que se ha mantenido hasta el momento actual, si bien las especies vegetales han ido cambiando con el tiempo.

El porcentaje medio de cobertura vegetal en las parcelas control en el momento del muestreo era bajo, mientras que las parcelas enmendadas con compost presentaban una densidad media de cobertura vegetal alta, predominado por matorral xerofítico (Figura 14).



SN-3-Z2 SN-3-Z2(CP)

Figura 14.-*Cubierta vegetal desarrollada en las parcelas de la Zona 2, 3 años después de la aplicación de la enmienda al suelo*

ACTIVIDAD 2. ESTABLECIMIENTO DE LA CALIDAD DEL SUELO POST-ENMIENDA, DINÁMICA DEL C E IMPLICACIÓN MICROBIANA EN EL PROCESO

PARÁMETROS FÍSICOS

Tres años después de la aplicación del compost de estiércol animal, no se observaron, en los suelos de ambas zonas, diferencias significativas en los valores de pH (Tablas 4.1.7 y 4.1.8). La aplicación de estiércol animal puede contribuir a la acidificación del suelo, debido a procesos de nitrificación del amonio procedente de la mineralización de la materia orgánica de la enmienda y/o existente en la enmienda, y/o a la incorporación con la misma de ácidos orgánicos (Havlin y col., 2014). Considerando la elevada concentración en carbonato cálcico de los suelos de estas zonas, cabe la posibilidad de que éste reaccione con los H^+ de la enmienda, evitando que se produzcan variaciones significativas del pH en estos suelos. El pH influye en los procesos que se producen en el suelo, tales como disponibilidad de nutrientes, capacidad de intercambio iónico, actividad microbiana y disponibilidad de metales pesados entre otros. Los suelos de Cartagena están localizados en una zona minera con mayor contenido en metales pesados. Una disminución significativa de pH con la adición de la enmienda, podría afectar a la solubilidad de los metales pesados presentes en estos suelos.

Uno de los principales objetivos de la incorporación de residuos orgánicos al suelo es la mejora de sus propiedades físicas. Las enmiendas orgánicas pueden contribuir a mantener las condiciones físicas del suelo, incluyendo la estabilidad estructural (Diacono y Montemurro, 2010). En nuestro caso, no se observaron diferencias significativas en los valores de densidad entre los suelos control y enmendados (Tablas 12 y 13), mientras que la capacidad de retención hídrica aumentó significativamente solo en el suelo enmendado de Abarán (Tabla 14). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Miller y col., (2018), quienes observaron cómo las adiciones de estiércol animal durante tres años consecutivos tanto compostado como sin compostar, a tres concentraciones diferentes (13, 39 y 77 t ha^{-1}), no mejoraban las propiedades físicas estudiadas en los suelos enmendados respecto al suelo sin enmienda.

La densidad intrínseca del material orgánico es mucho menor que la de los minerales del suelo (Fierro y col., 1999) y su capacidad de retención hídrica mayor (Camberato y col., 2006). No obstante, el efecto de la enmienda sobre la densidad del suelo puede que no sea detectado porque se haya aplicado en tasas bajas para este parámetro (Benfeldt y col., 2001). Por otro lado, como ocurre para otros factores, el efecto de la enmienda sobre la capacidad de retención hídrica y su duración dependerá de la cantidad aplicada y del estado de descomposición de la enmienda (Larney y Angers, 2012).

En cuanto al efecto de la enmienda sobre la estabilidad de los agregados del suelo, se observó un efecto diferente dependiendo de la zona considerada. Así, en los suelos de la zona de Cartagena los suelos enmendados mostraban mayor porcentaje de agregados estables que el correspondiente suelo control, mientras que en la zona de Abarán no se observaban diferencias significativas entre los suelos enmendados y el control (Figura 15).

La estabilidad de agregados es uno de los indicadores de calidad de los suelos más ampliamente reconocidos, ya que este parámetro presenta una rápida respuesta a los cambios producidos en los suelos (Lapied y col., 2009). Generalmente, la estabilidad de agregados se correlaciona bien con el contenido de materia orgánica del suelo (Ojeda y col., 2008), así como con el contenido de C hidrosoluble. El suelo de Cartagena presenta inicialmente un contenido en C orgánico 1,5 veces superior al suelo de Abarán, de forma que, en nuestro caso, la naturaleza del suelo determina el efecto de la enmienda (Tablas 14 y 15). Hueso-González y col.(2018), seis años después de aplicar estiércol de vaca a dosis de 10 t ha^{-1} a un suelo desnudo, no encontraron diferencias significativas entre el suelo enmendado y control en cuanto a la estabilidad de agregados, mientras que Hernández y col. (2015) observaron mayor estabilidad de agregados, capacidad de retención hídrica y porosidad, en suelos enmendados con 150 t ha^{-1} y 450 t ha^{-1} de compost, procedente de fracción orgánica de basura doméstica, tras 5 años de la adición de la enmienda a un suelo degradado en ambiente semi-árido, incrementado el efecto positivo sobre las propiedades físicas del suelo con el incremento de la dosis.

Tabla 12.-Valores de pH, densidad y capacidad de retención hídrica (CRH) en el suelo control y suelo enmendado de la zona de Cartagena

	pH	Densidad g cm^{-3}	CRH g $100g^{-1}$
SN-3-Z1	8,97 (0,16)	1,07 (0,08)	36,00 (2,00)
SN-3-Z1(CP)	9,03 (0,09)	0,85 (0,02)	48,00 (4,00)

SN: suelo natural, 3: años ensayo; Z1: zona Cartagena; CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard

Tabla 13-Valores de pH, densidad y capacidad de retención hídrica (CRH) en el suelo control y suelo enmendado de la zona de Abarán

	pH	Densidad g cm^{-3}	CRH g $100g^{-1}$
SN-3-Z2	8,41 (0,34)	1,10 (0,10)	38,67 (3,21)
SN-3-Z2(CP)	8,33 (0,39)	0,98 (0,05)	**50,00** (0,00)

SN: suelo natural, 3: años ensayo; Z2: zona Abarán; CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

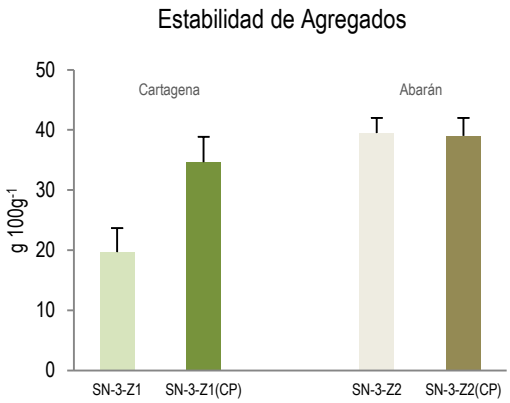


Figura 15.-*Porcentaje de agregados estables en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Normalmente, la dosis aplicada y el tiempo transcurrido desde la aplicación de la enmienda están estrechamente relacionados con el efecto observado. En experimentos a corto plazo, como es el que nos ocupa, altas tasas de aplicación causan mayores respuestas en parámetros bioquímicos y microbiológicos, mientras que las propiedades físicas del suelo pueden no cambiar tan rápido como las biológicas, debido a que estas últimas son indicadores más sensibles (García y col., 2017).

PARÁMETROS QUÍMICOS

La adición de compost de residuos orgánicos a suelos degradados da lugar al desarrollo de una cubierta vegetal a partir de las semillas contenidas en la enmienda, existentes en el suelo y/o transportadas por el viento, y de la mejora de las características del suelo producida por la enmienda, que favorece dicho desarrollo (Ros y col., 2003). Esta vegetación, junto con la materia orgánica aportada por la enmienda contribuirá a incrementar el pool de carbono orgánico del suelo. Asimismo, la adición de enmiendas orgánicas favorece la estimulación del desarrollo y actividad de las poblaciones microbianas del suelo, contribuyendo a la activación de los ciclos de nutrientes en el mismo (Harris, 2003).

Materia orgánica

Entre los principales objetivos de la aplicación de enmiendas orgánicas en suelos degradados de zonas semiáridas, como los sometidos a estudio en este apartado, está la capacidad de recuperar y mantener su fertilidad, incrementando los contenidos en materia orgánica. A través del estudio del carbono orgánico total (COT) en el suelo y de sus variaciones, podemos obtener información de los procesos que sigue el carbono en los suelos enmendados.

Los suelos semiáridos poseen un considerable potencial para la fijación de carbono orgánico cuando se les adiciona materia orgánica (Van Camp y col., 2004; Lal, 2009), constituyendo este aporte de materia orgánica exógena una buena estrategia para incrementar el pool de materia orgánica del suelo y contribuir a mitigar los efectos del cambio climático. Como se muestra en la Figura 16, los suelos a los que se les había incorporado el compost de estiércol animal, presentaban 3 años después de la enmienda concentraciones de carbono orgánico total (COT) superiores a sus controles tanto en la zona de Cartagena (Zona 1) como en la de Abarán (Zona 2).

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Bouajila y Sanaa, (2011), quienes tras el empleo de compost de estiércol animal a diferentes concentraciones (40, 80 y 120 t ha^{-1}) en la recuperación de suelos en Túnez, observaron contenidos de COT más elevados en todos los suelos enmendados que en el control, siendo estos contenidos dosis dependientes, ya que las mayores concentraciones de COT se obtuvieron en los suelos emendados a dosis 120 t ha^{-1}.

Hay que hacer notar que, a pesar de la vegetación desarrollada, los valores de carbono orgánico total en los suelos control han disminuido a lo largo de los 3 años de estudio respecto de los valores iniciales

(Tablas 13 y 14) poniendo de manifiesto la intensa mineralización del carbono orgánico en estas zonas semiáridas.

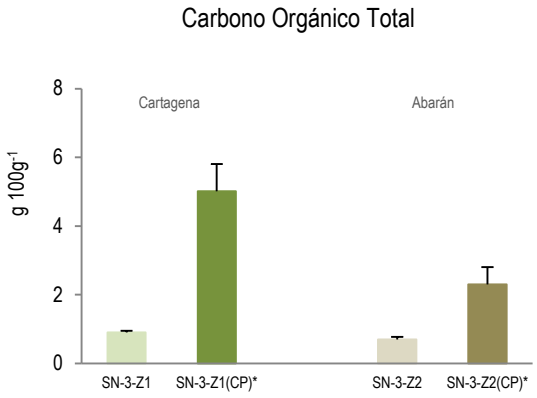


Figura 16.-*Contenido de carbono orgánico total en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Por otro lado, se han estudiado las fracciones más lábiles del carbono (carbono hidrosoluble, Cs), así como las más estables en forma de sustancias húmicas (SH), con el fin de conocer la forma en que se construye el pool de carbono en estos suelos tras la aplicación de la enmienda orgánica. El COT, engloba todas las formas de carbono presentes en el suelo susceptibles de ser oxidadas, sin embargo, son más reactivas aquellas más lábiles, que vienen reflejadas en el carbono hidrosoluble. En relación a este parámetro se observa que los suelos enmendados presentan mayor concentración de carbono hidrosoluble que sus respectivos controles 3 años después de la aplicación del compost (Figura 17).

El mayor contenido de Cs de estos suelos en comparación con el control favorecerá un mayor desarrollo y actividad de las poblaciones microbianas del suelo y la mayor activación de los ciclos de nutrientes, ya que esta fracción de carbono es fácilmente asimilable por los microorganismos del suelo, que la utilizan como fuente de energía para la construcción de sus propias estructuras.

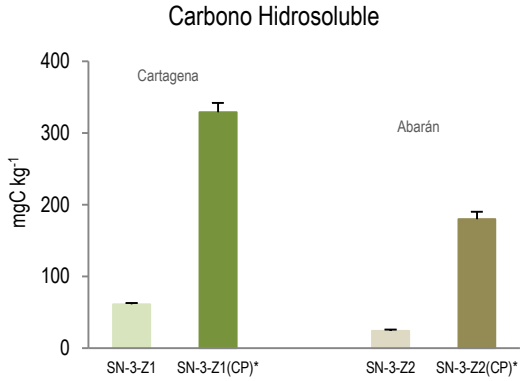


Figura 17.-*Contenido de carbono hidrosoluble en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Esta fracción de C es muy dinámica sufriendo en el suelo procesos constantes de formación, a partir de la degradación de fuentes más estables de carbono, y de degradación por parte de los microorganismos del suelo.

El humus, constituido por las sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos) y la humina, es la fracción más estable y el principal componente de la materia orgánica del suelo (Guimarâes y col., 2013; Muscolo y col., 2013), pudiendo persistir en el mismo desde décadas hasta cientos de años. Las sustancias húmicas juegan un papel clave en el funcionamiento y biodiversidad de los ecosistemas, ejerciendo un efecto beneficioso sobre las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo y favoreciendo el desarrollo de las plantas (Klironomos y Hart, 2001; Jindo y col., 2012, Guo y col., 2019).

Diversos autores han indicado que la adición de enmiendas orgánicas al suelo incrementa su contenido de sustancias húmicas (Zhang y col., 2017; García y col., 2017; Galantini y Rosell, 2006). Como se puede apreciar en la Figura 17, en nuestro estudio, se observa también, en las dos Zonas consideradas, un mayor contenido de sustancias húmicas en los suelos enmendados que en sus respectivos controles, presentando el suelo enmendado de la Zona 1 mayor contenido de sustancias húmicas que el suelo enmendado de la Zona 2, lo cual concuerda con el mayor contenido de C orgánico de los suelos de la Zona 1.

Sin embargo, si consideramos el incremento de sustancias húmicas producido por la enmienda en comparación con el suelo control (Figura 18) observamos que este incremento es mayor en la Zona 2, más pobre inicialmente en COT que en la Zona 1.

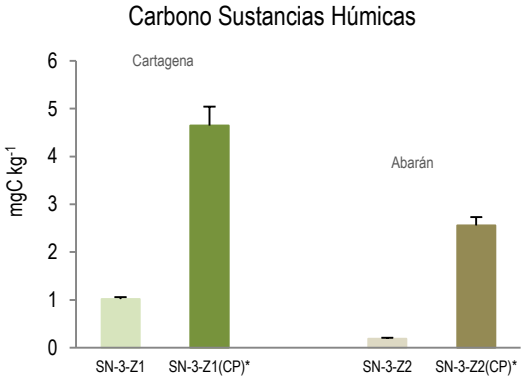


Figura 18.-*Contenido de carbono de sustancias húmicas en los suelos control y enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Asimismo, se observa un mayor incremento con respecto al control de la fracción de C hidrosoluble en la Zona 2 que en la Zona 1 (Figura 18), mientras que el incremento con respecto al control de COT producido por la enmienda en el suelo de la Zona 1, es mayor, 3 años después de la enmienda, que el del suelo de la Zona 2. Todo esto pone de relieve la incidencia de las características del propio suelo en la dinámica seguida en el suelo por la materia orgánica incorporada al mismo.

En cualquier caso, se ha evidenciado que, en ambas zonas de estudio, los suelos enmendados mantienen 3 años después de la enmienda niveles de COT, Cs y SH superiores a los del suelo control, dejando patente el efecto beneficioso de la enmienda en la creación de materia orgánica en el suelo. Estos resultados coinciden con los aportados por Hernández y col., (2015), quienes 5 años después de la adición de una gran cantidad de compost en una única aplicación, observaron un gran incremento en el pool de carbono orgánico en suelos degradados de zonas semiáridas.

Debido a su bajo contenido en materia orgánica, estos suelos de zonas áridas son capaces de recibir grandes aportes de carbono orgánico exógeno, el cual permanece en parte fijado en el suelo de manera estable como ácidos húmicos. Este efecto es mayor en el suelo de la Zona 2, ya que es un suelo muy pobre cuya reserva de C en forma de SH es muy baja. Así, podemos observar cómo el aporte de compost de estiércol animal 3 años antes, consigue incrementar una de las fracciones más estables de la materia orgánica como son las sustancias húmicas.

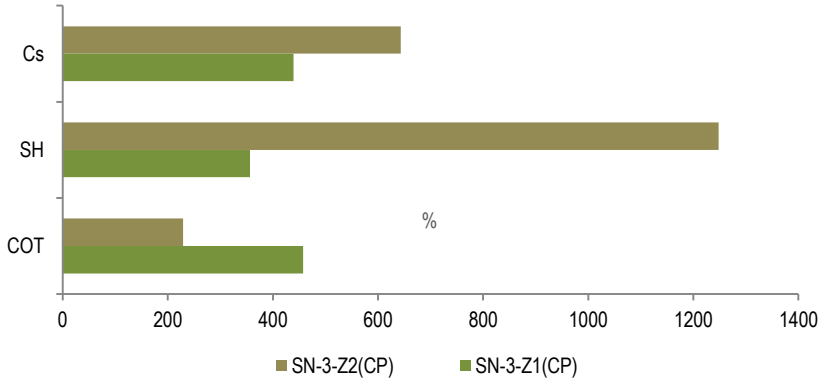


Figura 18.-*Porcentaje de variación de las diferentes fracciones de carbono: carbono hidrosoluble (Cs), sustancias húmicas (SH) y carbono orgánico total (COT) en los suelos enmendados respecto al suelo control en la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

Parámetros nutricionales

La aplicación de materiales orgánicos puede mejorar el estado nutricional de los suelos, ya que estos materiales pueden actuar como fuente tanto de macro como de micronutrientes (Faridullah y col., 2018; Hernández y col., 2016).

El Nitrógeno es el macronutriente de mayor relevancia en la producción vegetal y es el único nutriente esencial para las plantas que no es liberado a partir de los minerales en el suelo. El nitrógeno estimula el crecimiento de las plantas y desarrolla su sistema radicular (Brady y Weil, 2008). Las raíces producen sustancias orgánicas que promueven un incremento de la población microbiana circundante, la cual excreta polisacáridos que actúan como agentes de unión, estabilizando la materia orgánica del suelo (Haynes y Naidu, 1998).

Todo ello nos da idea de la importancia de este macronutriente en el suelo. Las enmiendas orgánicas contienen nitrógeno en una amplia variedad de concentraciones (Lashermes y col., 2010). En la mayoría de los casos este N se encuentra en forma orgánica, y debe ser mineralizado para que la enmienda orgánica proporcione N asimilable (Larney y Angers, 2012).

A pesar de la mineralización sufrida por la materia orgánica en los 3 años transcurridos desde la incorporación de la enmienda al suelo, y a las posibles pérdidas de N por lixiviación, volatilización, y absorción por parte de la vegetación desarrollada espontáneamente en estos suelos, los suelos enmendados mostraban 3 años después de la enmienda contenidos de nitrógeno significativamente ($p \leq 0,05$) superiores a los del control en ambas en ambas zonas (Figura 19), presentando los suelos de la Zona 1 (Cartagena) mayores contenidos de N que los de la Zona 2 (Abarán).

Por otro lado, el fósforo también es considerado otro de los nutrientes más importantes para el crecimiento de las plantas. Las enmiendas orgánicas, tales como el compost de estiércol animal, pueden ser una fuente de este nutriente para las mismas (Faridullah y col., 2018). En nuestro ensayo, su contenido aumentó en los suelos enmendados respecto a su control en ambas zonas y al igual que para el N, los suelos de Cartagena mostraban mayor contenido de fósforo que los de Abarán (Figura 19).

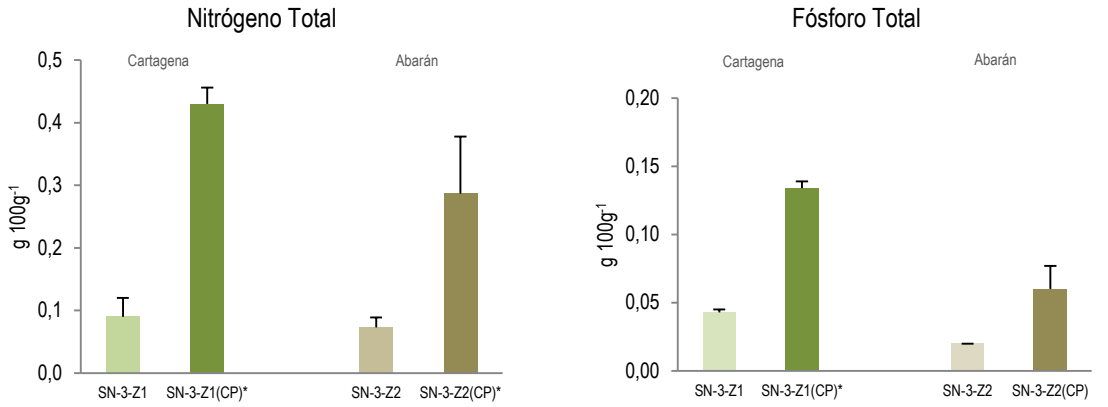


Figura 19.-*Contenido de nitrógeno total y fósforo total en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Estos datos coinciden con los hallazgos de Calleja-Cervantes y col., (2015), quienes tras la aplicación de diferentes residuos orgánicos (entre ellos compost de estiércol de oveja), observaron que se producía un importante incremento en el contenido de N, P y K en los suelos enmendados respecto al suelo control. Asimismo, Das y col., (2017), tras aplicar compost de estiércol animal (5 t ha^{-1}) como enmienda, observaron un incremento significativo en los valores de N, P y K, respecto al suelo control.

Para el potasio total y el calcio (Tabla 14) no se observaron diferencias significativas entre los suelos control y enmendados. Tampoco se observaron diferencias significativas (p≤0,05) entre los suelos enmendados y control de ambas zonas en relación al contenido de otros macro y micronutrientes (Mg, Mn, Al, S, Fe) 3 años después de la adición de la enmienda (Tabla 15).

Tabla 14.-Contenido de potasio (K) y calcio (Ca) en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán

	Zona 1		Zona 2	
	SN-3-Z1	SN-3-Z1(CP)	SN-3-Z2	SN-3-Z2(CP)
K, g $100g^{-1}$	0,944 (0,114)	1,142 (0,077)	0,513 (0,105)	0,610 (0,019)
Ca, g $100g^{-1}$	9,3 (0,5)	9,1 (0,6)	18,2 (1,48)	16,4 (0,68)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard

Tabla 15.-Contenido de magnesio (Mg), manganeso (Mn), aluminio (Al) azufre (S) y hierro (Fe) en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán

	Zona 1		Zona 2	
	SN-3-Z1	SN-3-Z1(CP)	SN-3-Z2	SN-3-Z2(CP)
Mg, mg kg^{-1}	1,40(0,01)	1,30 (0,08)	1,30 (0,13)	1,40 (0,10)
Mn, mg kg^{-1}	722 (82)	631 (83)	187 (10)	240 (16)
Al, mg kg^{-1}	3,2 (0,4)	3,0 (0,1)	1,5 (0,3)	1,4 (0,1)
S, mg kg^{-1}	0,16 (0,02)	**0,27** (0,01)	0,21 (0,02)	0,37(0,02)
Fe, mg kg^{-1}	33339 (5293)	28304 (1585)	8079 (1416)	8799 (431)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

Así, el incremento con respecto al control fue mayor en los suelos de Cartagena que en los Abarán respecto a la concentración de fósforo, mientras que el incremento de la concentración de N provocado

por la enmienda en relación al suelo control sin enmendar, fue mayor en el suelo de Abarán (Zona 2) que en el de Cartagena (Zona 1) (Figura 20).

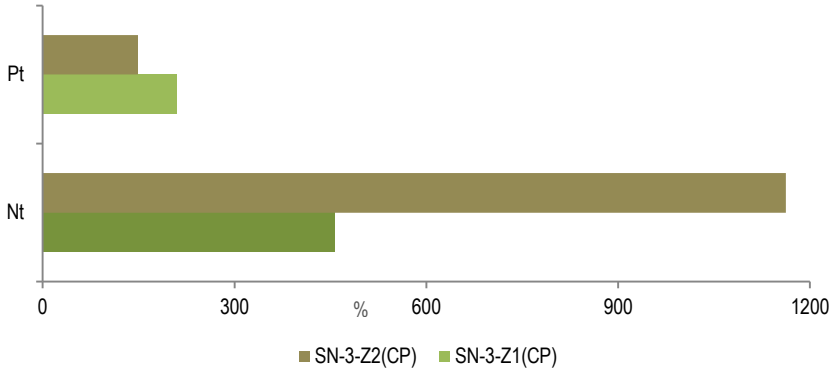


Figura 20.*-Porcentaje de variación de nitrógeno total y fósforo total en los suelos enmendados respecto al suelo control en la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

Parámetros Ambientales

La aplicación de enmiendas orgánicas a los suelos degradados puede proporcionar múltiples beneficios, pero, por otro lado, también puede causar posibles riesgos sobre la salud y el medio ambiente. Una de las principales limitaciones que tiene la aplicación de residuos orgánicos cuando se emplean como enmiendas en el suelo, es el incremento de la conductividad eléctrica del mismo, que puede tener efectos negativos sobre sus propiedades físicas, microbiológicas y bioquímicas (Tejada y col, 2006), ya que las enmiendas orgánicas suelen presentar un contenido elevado en sales, especialmente los compost. Algunas enmiendas contienen metales pesados como níquel, plomo cadmio, etc…, los cuales pueden lixiviar en el suelo y suministros de aguas y acumularse en plantas, animales y seres humanos (Goss y col., 2013; Manzetti y Van der Spoel, 2015). Asimismo, la adición de los nutrientes presentes en las enmiendas, particularmente los nitratos y fosfatos pueden ser transportados al agua subterránea y superficial, donde pueden tener un impacto negativo sobre la vida acuática, así como en la calidad del agua para consumo humano (Stout y col., 2000; Tejada y González, 2008). De ahí la importancia de realizar análisis previos de las enmiendas antes de su aplicación al suelo, que nos permitan minimizar el riesgo de contaminación.

Como se observa en la Tabla 16, la conductividad eléctrica aumentó con la aplicación de la enmienda en los suelos de ambas zonas, siendo dicho aumento mayor en los suelos enmendados de Abarán (Zona 2). El suelo de Abarán es un suelo con una conductividad eléctrica inicial mucho mayor que la del suelo de Cartagena (Tabla 15), por lo que la adición de la enmienda hace que los niveles de CE que alcanza este suelo a los 3 años de la enmienda sea más elevada. Diferentes autores (Díaz, 1992; Ros, 2000), han observado en ensayos de recuperación de suelos degradados que, aunque la CE aumenta inmediatamente después de la enmienda, el contenido en sales tiende a disminuir con el tiempo, gracias al lavado de sales producido por la lluvia, así como por la absorción de nutrientes por las plantas. Al tratarse de un ensayo a corto plazo no podemos llegar a observar el efecto de la lluvia, por otra parte, escasa en estas zonas, sobre la dilución de las sales aportadas por la enmienda. En cuanto al aporte de Na^+ al suelo, podemos observar que al cabo de 3 años no existen diferencias significativas con sus respectivos suelos control (Tabla 15).

El nitrógeno contenido en los residuos orgánicos se encuentra principalmente en forma orgánica (Larney y Angers, 2012). A medida que la materia orgánica aportada con el compost se ha ido mineralizando, el nitrógeno orgánico que contiene se ha transformado en formas inorgánicas de N, con lo que el contenido en nitratos de los suelos enmendados ha incrementado a los 3 años de la adición de la enmienda (Tabla 15), presentando diferencias significativas respecto de los suelos sin enmendar ($p \leq 0,05$). En el suelo enmendado de la Zona 1 se alcanzaron valores de 694,4 mg $NO_3^- Kg^{-1}$, frente a los 242 mg $NO_3^- Kg^{-1}$ de la Zona 2.

Tabla 16. Valores de conductividad eléctrica (CE), sodio (Na^+) y nitratos en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán

	Zona 1		Zona 2	
	SN-3-Z1	SN-3-Z1(CP)	SN-3-Z2	SN-3-Z2(CP)
CE, dS m^{-1}	0,407 (0,022)	**0,758** (0,122)	1,748 (0,241)	**4,118** (0,553)
Na^+, g $100g^{-1}$	0,083 (0,004)	0,100 (0,015)	0,026 (0,004)	0,067 (0,012)
Nitratos, mg NO_3^-	162,8 (10,9)	**694,4** (51,8)	9,6 (2,2)	**242,3** (8,9)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

La fracción soluble del N (Ns) aumentó, alcanzando diferencias significativas (p≤0,05) en los suelos enmendados respecto al control tanto en la Zona 1 como en la Zona 2 (Figura 21). El que se haya producido un aumento de la fracción soluble de N nos da idea del proceso de mineralización sufrido por la materia orgánica que se incorporó 3 años antes, y de la materia orgánica aportada por los restos vegetales y exudados radiculares de la vegetación desarrollada en estos suelos tras la aplicación de la enmienda.

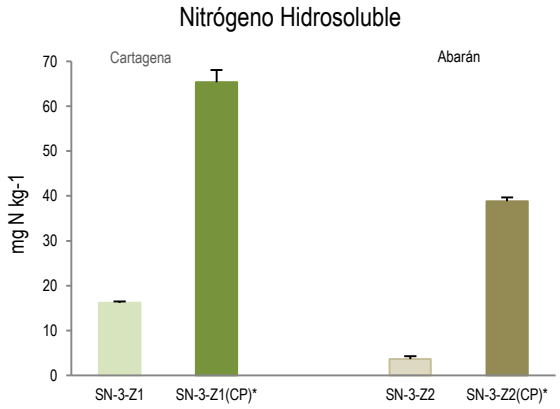


Figura 21. *-Contenido de nitrógeno hidrosoluble en los suelos control y suelos enmendados en la zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Sin embargo, como podemos observar en la Figura 22, donde se muestran los cambios relativos con respecto al control, observados para cada uno de los diferentes parámetros en los suelos enmendados de cada zona, el incremento de Ns en el suelo enmendado de Abarán es mayor que en el de Cartagena. Este hecho podría explicarse por la presencia de una cobertura vegetal más desarrollada en los suelos de la Zona 1 (Cartagena) que compita por estas formas de nitrógeno, así como por la diferente textura de los suelos de ambas zonas (Tabla 4.1.4 y 4.1.6) siendo areno-arcillo –limosa en la Zona 2 (Abarán) y franco-arenosa en la Zona 1 (Cartagena), y que afecta también a los procesos de mineralización que allí se desarrollan.

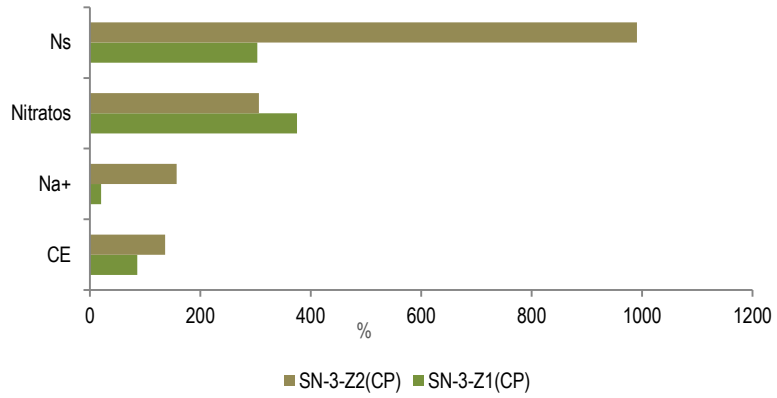


Figura 22.-*Porcentaje de variación de conductividad eléctrica (CE), sodio (Na^{+}), nitratos y nitrógeno hidrosoluble (Ns) en los suelos enmendados respecto al suelo control en la Zona de Cartagena y Abarán .SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

El contenido en metales pesados en los suelos enmendados respecto del suelo control no presentaba diferencias significativas con el control 3 años después de la adición de la enmienda (Tabla 4.1.12) ni en la Zona 1 ni en la Zona 2. Cabe señalar el caso particular de los suelos de Cartagena donde hace años se desarrollaba actividad minera. Este es el motivo por el que tanto el suelo control cómo el enmendado presentan concentraciones de metales pesados más elevadas que las del suelo de Abarán. La adición de la enmienda no ha incrementado estos valores, ya que, como se observa en la Tabla 17, en el suelo control de la Zona 1 son, incluso, ligeramente más elevados que en el suelo enmendado. A pesar de su historial minero, el contenido de metales pesados de los suelos de la Zona 1 se mantenía por debajo de los niveles máximos permitidos por la directiva europea (European Directive 86/278/CE), excediendo tan sólo el límite establecido para el plomo (1200 mg kg^{-1}). Las enmiendas orgánicas han sido empleadas con propósito de restauración de zonas de actividad minera ya que mejoran las propiedades físico–químicas del suelo, proporcionando sustratos orgánicos para la proliferación de la microflora del suelo, la cual es la base del éxito de la restauración (Wang y col., 2008).

Tabla 17.-Contenido de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en los suelos control y suelos enmendados en la zona de Cartagena y Abarán

	Zona 1		Zona 2	
	SN-3-Z1	SN-3-Z1(CP)	SN-3-Z2	SN-3-Z2(CP)
Cd, mg kg^{-1}	2,13 (0,42)	1,94 (0,12)	0,20 (0,02)	0,19 (0,00)
Cr, mg kg^{-1}	37,3 (4,9)	35,5 (0,7)	23,8 (2,1)	17,7 (0,6)
Cu, mg kg^{-1}	41,8 (10,8)	39,2 (2,7)	13,6 (1,3)	15,0 (1,1)
Ni, mg kg^{-1}	20,6 (1,3)	16,7 (1,8)	9,1 (1,1)	10,1 (1,2)
Pb, mgkg^{-1}	1825 (171)	1534 (103)	8,9 (1,1)	8,6 (1,4)
Zn, mg kg^{-1}	698 (59)	**760** (100)	23,3 (2,0)	**33,1** (4,1)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

PARÁMETROS BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS

*A*ctividades enzimáticas

Los microorganismos del suelo, a través de las enzimas que sintetizan, juegan un papel clave en la funcionalidad del mismo, interviniendo en los procesos de degradación de la materia orgánica, en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, y en la estabilización de la estructura del suelo. La escasa actividad microbiana en los suelos degradados influye negativamente en su calidad, fertilidad, y productividad

natural, ya que los ciclos biogeoquímicos de los elementos importantes en el suelo se desarrollan en los sistemas degradados con enorme dificultad, según se manifiesta por los escasos valores de actividades enzimáticas detectados en ellos (García y col., 2017). El efecto de las enmiendas orgánicas sobre los procesos microbiológicos del suelo está bien ilustrado por las actividades enzimáticas (Larney y Angers, 2012). Entre ellas, aquellas relacionadas con los ciclos de los elementos en el suelo, como es el caso actividades de enzimas hidrolasas, tales como ureasas, fosfatasas y β-glucosidasas, relacionadas respectivamente con el ciclo del nitrógeno, del fósforo y del carbono (García y col., 2002; Bastida y col., 2007) nos dan información sobre el estado nutricional del suelo.

La celulosa es el compuesto orgánico más abundante en la biosfera, siendo la celulosa presente en el suelo la principal fuente de carbono para el crecimiento y supervivencia de los microorganismos presentes en él (Eriksson y col, 1990; Deng y Tabatabai, 1994). Las celulasas del suelo proceden principalmente de los restos vegetales incorporados al suelo, si bien, una pequeña proporción puede proceder de hongos y bacterias del suelo (Richmond, 1991).
La actividad enzimática celulasa comienza el proceso de la degradación de la celulosa. Cómo se puede observar en la Figura 23 la actividad de esta enzima aumentó tan solo ligeramente en los suelos enmendados al tratarse de una enmienda de origen animal, no existiendo diferencias significativas ($p \leq 0,05$) para esta actividad entre los suelos enmendados y sus respectivos controles.

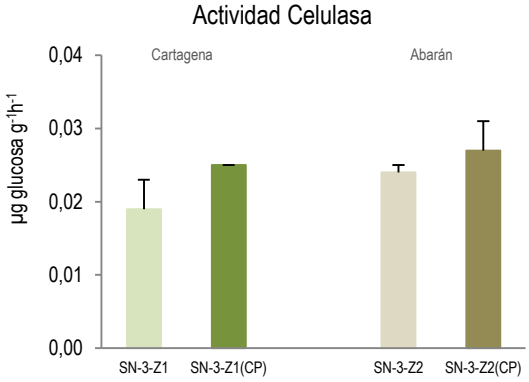


Figura 23.-*Actividad enzimática celulasa en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

La actividad β-glucosidasa cataliza el último paso de la degradación de la celulosa que consiste en la hidrólisis de celobiosa a glucosa además de otros glucopiranósidos. El incremento de esta actividad está relacionado con la energía liberada por los microorganismos como atributo al tipo de materia orgánica añadida al suelo (García-Ruiz y col., 2008; Albiach y col., 2001). La adición de compost de estiércol animal incrementó la actividad β-glucosidasa en ambas zonas observándose diferencias significativas entre los suelos control y enmendados (Figura 24).

Scotti y col., (2016) obtuvieron resultados similares al observar cómo la incorporación de compost de granja produjo un incremento en la actividad β-glucosidasa después de 1, 4, 8, 12 y 19 meses de su incorporación a un suelo degradado. Por su parte, Das y col., (2017) también observaron un importante incremento de esta actividad con respecto al suelo control en suelos enmendados con 5 t ha^{-1} de compost de estiércol animal.

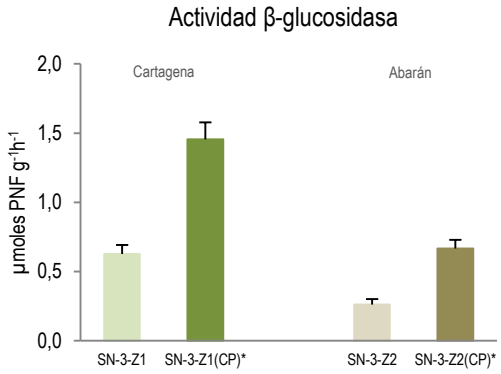


Figura 24.-*Actividad enzimática β-glucosidasa en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Las enzimas Polifenoloxidasas intervienen en funciones clave de los ecosistemas ya que se relacionan con la mineralización de la materia orgánica más estable del suelo (lignina, celulosa, compuestos fenólicos, etc.). De este modo, las enzimas fenol-oxidasas ponen a disposición de otras enzimas y/o microorganismos formas de C más lábiles, las cuales pueden ser utilizadas más fácilmente por los microorganismos como fuente de energía en sus procesos metabólicos. Del mismo modo, este tipo de enzimas oxido-reductasas pueden actuar inversamente, facilitando la polimerización de moléculas orgánicas presentes en el suelo hacia la formación de sustancias húmicas (Sinsabaugh, 2010; Ondoño, 2015). Esta actividad disminuyó ligeramente en los suelos enmendados vs control de la zona de Cartagena (Figura 4.1.18), mientras que incrementó significativamente en los suelos de Abarán, debido posiblemente al mayor incremento en sustancias húmicas en esta zona (Figura 25).

Las enzimas fosfatasas son las responsables de la transformación de diferentes formas de fósforo orgánico a fósforo inorgánico asimilable por las plantas, jugando un papel crítico en el ciclo del P, como se deduce de su correlación con el estrés de P y el crecimiento de las plantas (Li y col., 2004). En los suelos de Cartagena (Zona 1) la actividad fosfatasa incrementó significativamente (p≤0,05) con la adición de la enmienda, así como en el suelo de Abarán (Zona 2) (Figura 4.1.19), presentando mayores valores de actividad fosfatasa los suelos de la Zona 1 que los de la Zona 2. Sin embargo, el incremento de actividad fosfatasa en los suelos enmendados con relación al control, era mayor en el suelo de Abarán que en el de Cartagena (Figura 26).

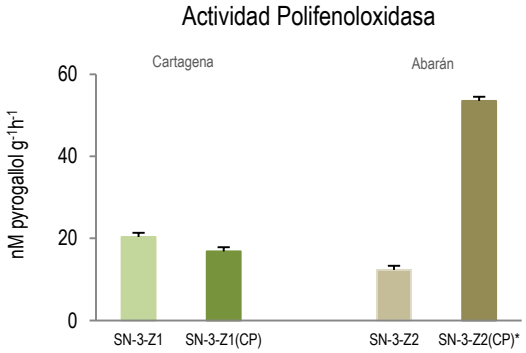


Figura 25.-*Actividad enzimática polifenoloxidasa en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

La actividad enzimática ureasa se encarga de hidrolizar la urea a amonio y CO_2, lo que puede dar lugar a una rápida pérdida de N a la atmósfera por volatilización del amonio, por ello, esta enzima juega un papel fundamental en la regulación del N suministrado a las plantas en forma de urea. La ureasa del suelo procede principalmente de las plantas y microorganismos, encontrándose tanto como enzima intracelular como extracelular (Burns, 1986), y puede estabilizarse en el suelo mediante uniones con los coloides orgánicos e inorgánicos del mismo (García y col., 2016).

En el suelo de Cartagena (Zona 1) no se observaron diferencias significativas (p≤0,05) entre el suelo enmendado y el control 3 años después de la incorporación de la enmienda, mientras que en el suelo de Abarán (Zona 2) se observó una ligera disminución de la actividad de esta enzima, si bien la diferencia con el control no era estadísticamente significativa (Figura. 26).

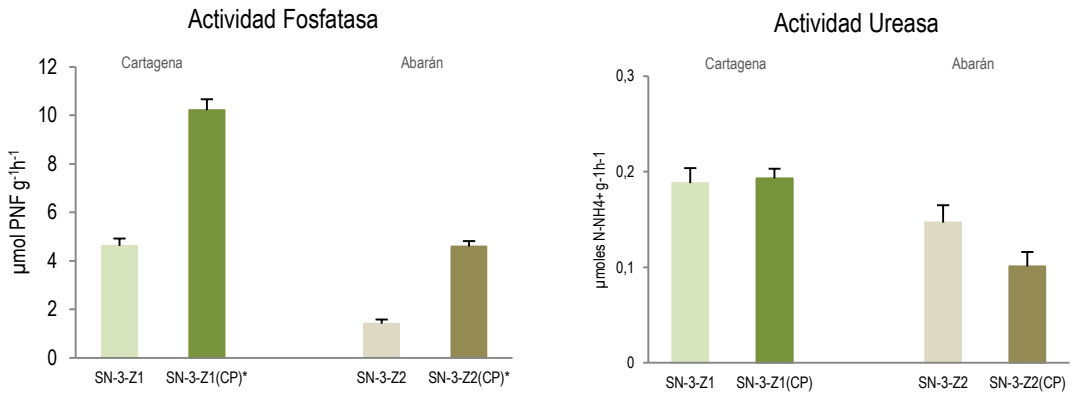


Figura 26.-*Actividad fosfatasa y ureasa en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

La actividad enzimática Glicina aminopeptidasa interviene en la degradación de las proteínas, jugando un importante papel en la mineralización del N, regulando así la cantidad de N disponible para el desarrollo vegetal. En el suelo esta enzima se encuentra principalmente asociada a los coloides orgánico e inorgánicos del mismo (Nannipieri y col., 1996; García y col., 2016). Tanto el suelo enmendado de la zona de Cartagena (Zona 1) como el de Abarán (Zona 2) mostraban mayor actividad glicina aminopeptidasa que sus respectivos controles siendo este incremento estadísticamente significativo en los suelos de ambas zonas (Figura. 27).

La catalasa es una enzima considerada como indicador global de los microorganismos del suelo. Tres años después de la aplicación de la enmienda se puede observar cómo la actividad de esta enzima es mayor en los suelos enmendados que en el control (Figura 27), siendo el incremento de esta actividad en los suelos enmendados respecto de sus controles significativo (p≤0,05) tanto en la zona de Cartagena (Zona 1), cómo en la de Abarán (Zona 2).

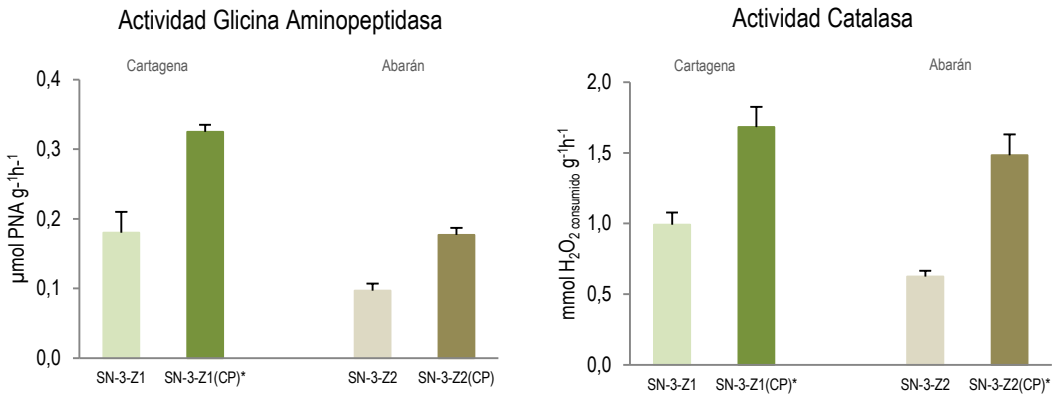


Figura 27.-*Actividades enzimáticas glicina aminopeptidasa y catalasa en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal.*Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Como podemos observar en la Figura 28, en general, continúa la respuesta positiva de la actividad microbiana en los suelos enmendados respecto a su control 3 años después de la aplicación de la enmienda, gracias al aumento en la cantidad de materia orgánica en estos suelos degradados de zonas semiáridas. El mayor incremento en estas actividades enzimáticas en los suelos de la Zona 2 puede deberse a que se trata de suelos muy frágiles que responden de manera importante al aumento de materia orgánica.

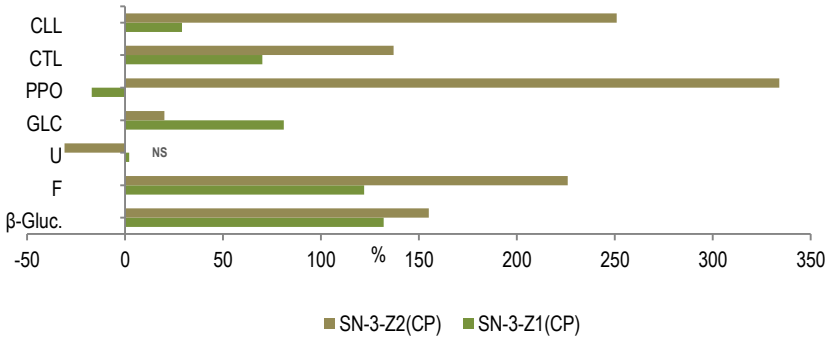


Figura 28. *Porcentaje de variación de las actividades enzimáticas ß-glucosidasa (ß-gluc.), fosfatasa (F), ureasa (U), glicina aminopeptidasa (GLC), polifenoloxidasa (PPO), catalasa (CTL) y celulasa (CLL) en los suelos enmendados respecto al suelo control en la zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal* ***NS:*** *diferencias con el control no significativas estadísticamente según t de Student (p≤0,05)*

Respiración microbiana

La respiración microbiana, estimada mediante el desprendimiento de CO_2 o el consumo de oxígeno, es un parámetro ampliamente utilizado para medir la actividad microbiológica en los suelos, y ha sido empleada para estimar la biomasa microbiana del suelo que realmente es activa (West y col., 1988). Utilizando modelos de mineralización de C basados en la estabilidad de la tasa de respiración (desprendimiento de CO_2), se puede predecir la mineralización de C en suelos enmendados con compost (Zhang y col., 2017).

La mineralización de la materia orgánica en el suelo depende del tipo de suelo, de la cantidad de materia orgánica incorporada y del clima, existiendo una estrecha relación entre la tasa de mineralización de la materia orgánica y la naturaleza de sus interacciones con la matriz del suelo (Saviozzi y col., 1993; Zhang y col., 2017).
Como se observa en la Figura 29, los suelos enmendados de ambas zonas (Z1 y Z2) transcurridos 3 años de la adición del compost de estiércol animal, presentaban una mayor tasa de desprendimiento de CO_2

que sus respectivos suelos control. Las curvas de desprendimiento acumulativo de CO_2 presentaban un perfil similar en todos los suelos (Figura 30), sugiriendo una cinética de mineralización de la materia orgánica semejante.

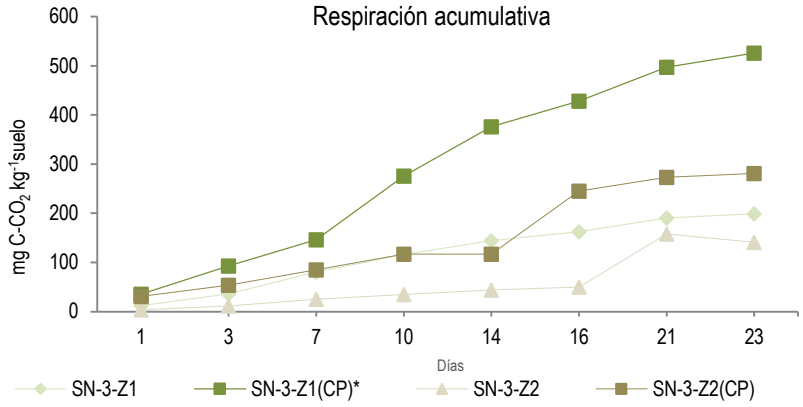


Figura 29.-Curvas acumulativas de desprendimiento de CO_2 en los suelos control y suelos enmendados *de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal.*Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Los mayores valores de respiración (mg C-CO_2 kg suelo^{-1}) se alcanzaron para el suelo enmendado de la Zona 1, con una tasa de respiración que casi duplicaba a la del suelo enmendado de la Zona 2. Esto concuerda con el mayor contenido de C orgánico total e hidrosoluble detectado en el suelo enmendado de la Zona 1 en comparación con el suelo enmendado de la Zona 2.

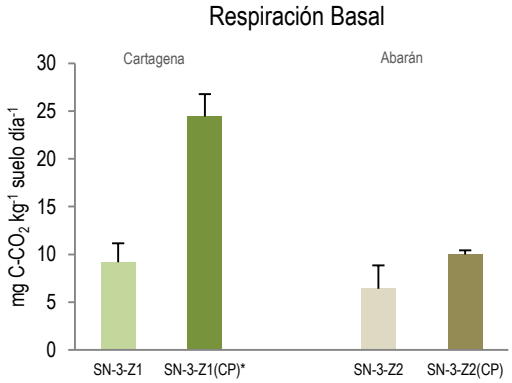


Figura 30.*-Respiración basal en los suelos control y suelos enmendados de la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Así, con el incremento de respiración provocado por la enmienda en relación al suelo control (Figura 31) verificamos como es en la Zona de Cartagena (Zona 1) donde se produce una mayor reactivación de la respiración (actividad microbiana) con la aplicación de la enmienda. Teniendo en cuenta que ambos suelos han recibido una enmienda orgánica de la misma naturaleza y en la misma cantidad (150 t ha^{-1}), cabe explicar tales diferencias entre zonas basándonos en la diferente naturaleza de ambos suelos.

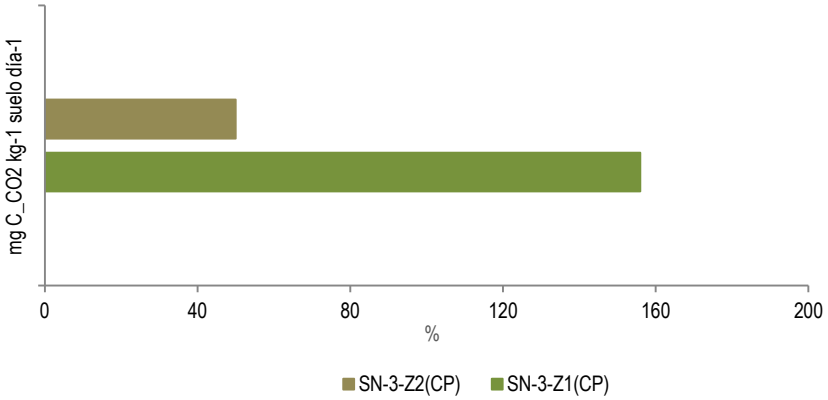


Figura 31.-*Porcentaje de variación de la respiración basal en los suelos enmendados respecto al suelo control en la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

MEDIDAS DE BIODIVERSIDAD

El impacto de las enmiendas orgánicas sobre la composición de la comunidad microbiana original es un aspecto importante en la recuperación de suelos degradados, que podemos determinar mediante el análisis de ácidos grasos de membrana (PLFAs). La evaluación de la biomasa microbiana mediante análisis de ácidos grasos de membrana (PLFAs) en suelos de zonas áridas y semiáridas ha indicado un rango de valores para este parámetro entre 2,2 y 100 nmol PLFAs g^{-1} (Bastida y col., 2008a; Ben-David y col., 2011; Cotton y col., 2012; Drenovsky y col., 2010; Hortal y col., 2013). En nuestro estudio estos valores oscilan entre 1,66 nmol PLFAs g^{-1} determinados en el suelo control de Abarán y 6,30 nmol PLFAs g^{-1} cómo valor máximo en el suelo enmendado de Cartagena, no siendo este último un valor muy elevado, pero debemos considerar que partimos de unos suelos degradados muy pobres. Se asume que la actividad microbiana intrínseca del compost se incorpora a la actividad de la población original del suelo con un impacto mínimo sobre la comunidad microbiana de éste (Saison y col., 2006).

Una de las mayores diferencias entre la composición de los PLFA para los diferentes grupos orgánicos se produce entre las eucariotas y las eubacterias. Es conocido que los PLFA 18:2w6,9 y 18:1w9 son comunes en organismos eucariotas tales como hongos, pero raros en bacterias (Harwood y col., 1984). Por este motivo, los PLFA 18:2w6,9 han sido usados como indicadores de biomasa fúngica del suelo (Frostegärd y Baath, 1996). Por otro lado, otros PLFA son predominantemente de origen bacteriano, como los ácidos grasos cy17:0 y cy19:0 (Zelles, 1999).

El análisis de ácidos grasos de membrana (PLFAs) puso de relieve que los suelos enmendados, mostraban, en general, una mayor cantidad de la mayoría de los ácidos grasos detectados, en comparación con sus respectivos suelos control a los 3 años de la adición de la enmienda (Tabla 18). En los suelos enmendados de la zona de Cartagena (Z1) la adición de la enmienda produjo un mayor aumento de los PLFA indicadores de biomasa fúngica (18:2w6,9 y 18:1w9) y a bacteriana (cy17:0) que en el suelo enmendado de la zona de Abarán (Z2).

Este análisis de PLFAs pone de manifiesto que la adición de la enmienda produce cambios en la abundancia de las poblaciones microbianas del suelo, presentando los suelos enmendados una concentración de ácidos grasos totales (PLFAs totales) mayor que la de sus respectivos controles (Figura 32), alcanzando valores para PLFAs totales (nmol g^{-1}) de más del doble del encontrado para el control tanto en la Zona 1 como en la Zona 2. Incrementos similares en la biomasa microbiana (de 1,6-3 veces) fueron observados por Bastida y col., (2008a) en la restauración de suelos degradados con subproductos de residuos orgánicos. Estos resultados reflejan la capacidad que tiene la enmienda orgánica de estimular la proliferación bacteriana y fúngica, siendo esta estimulación mayor en el suelo de Cartagena que en el de Abarán, con menor contenido de materia orgánica.

Tabla 18.-Abundancia de PLFAs (nmolg^{-1}) en los suelos control y suelos enmendados de la zona de Cartagena y Abarán

PLFA (nmol g-1)	SN-3-Z1	SN-3-Z1(CP)	SN-3-Z2	SN-3-Z2(CP)
c14:0	0,09 (0,01)	**0,17** (0,03)	0,10 (0,02)	0,12 (0,01)
i15:0	0,36 (0,10)	**1,23** (0,12)	0,22 (0,03)	**0,76** (0,18)
a15:0	0,34 (0,12)	**1,18** (0,17)	0,31 (0,14)	0,65 (0,09)
c15:0	0,00 (0,00)	**0,08** (0,02)	0,00 (0,00)	**0,06** (0,00)
c16:0	0,41 (0,15)	**0,80** (0,10)	0,40 (0,07)	0,53 (0,14)
10Me16:0	0,03 (0,01)	**0,08** (0,01)	0,07 (0,03)	0,05 (0,02)
c16:1w9	0,26 (0,10)	**0,59** (0,08)	0,20 (0,02)	**0,37** (0,10)
i17:0	0,27 (0,09)	**1,07** (0,22)	0,13 (0,04)	**0,77** (0,07)
cy17:0	0,00 (0,00)	**0,19** (0,01)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
c17:0	0,07 (0,00)	0,11 (0,04)	0,00 (0,00)	**0,07** (0,01)
c18:0	0,10 (0,02)	0,20 (0,05)	0,11 (0,02)	0,13 (0,05)
10Me18:0	0,01 (0,00)	**0,03** (0,00)	0,02 (0,01)	0,02 (0,01)
c18:1w9c	0,11 (0,04)	**0,32** (0,07)	0,19 (0,13)	0,25 (0,06)
c18:2w6,9c	0,09 (0,01)	**0,19** (0,07)	0,11 (0,05)	0,11 (0,03)
c18:3w3	0,00 (0,00)	**0,06** (0,01)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
c20:1w9	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	**0,11** (0,02)
C22:1 w9	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	**0,04** (0,00)	0,00 (0,00)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

Las bacterias y hongos son los organismos más importantes de la comunidad microbiana ya que son los responsables de la mayoría de los procesos de descomposición. Entre ellos, las bacterias suelen ser el grupo de microorganismos más abundantes en el suelo. Los PLFAs 15:0 y 17:0 son comúnmente usados como indicadores de bacterias (Frostergärd y col., 1993). Tres años después de la incorporación de la enmienda, la abundacia de estos PLFAs era mayor en los suelos enmendados que en el control tanto en el suelo de Cartagena (Zona 1) como en el de Abarán (Zona 2) (Figura 32).

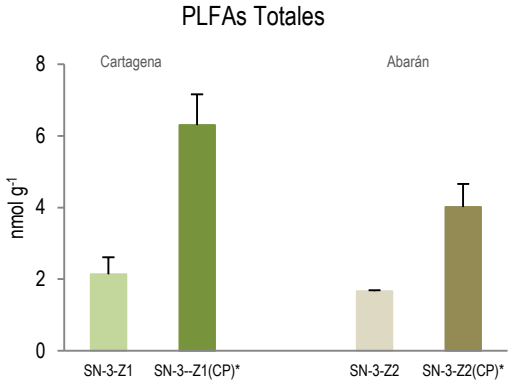


Figura 32.*-PLFAs totales en los suelos control y suelos enmendados en la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

Dentro de las bacterias, la abundancia de PLFAs de bacterias Gram+ (i15:0, a15:0, i16:0, i17:0) era también mayor en los suelos enmendados, siendo el suelo enmendado de la Zona 1 (Cartagena) el que presentaba la mayor abundancia de este tipo de bacterias (Tabla 4.1.13 y Figura 4.1.26) La presencia de bacterias Gram^{-} en los suelos control era muy baja tanto en la Zona 1 como en la Zona 2, incrementando sensiblemente la abundancia de estas bacterias con la incorporación de la enmienda 3 años después de su incorporación al suelo.

Las reservas de carbono suelen ser un factor limitante en el crecimiento de la comunidad bacteriana. Dichas reservas son ligeramente mayores en los suelos de Cartagena (Figura 4.1.8), lo cual puede tener influencia sobre un crecimiento sensiblemente menor de la comunidad microbiana en los suelos de Abarán.

Cabe destacar que se produce un incremento de la abundancia de bacteria y hongos para las dos áreas donde se aportó la enmienda respecto de sus controles, siendo más significativo en bacterias Gram+ que en bacterias Gram- y hongos. Algunos autores (Rethemeyer y col., 2005; Kramer y Gleixner 2008; Börjesson y col., 2012) han indicado que las bacteria Gram+ tienen preferencia para usar el carbono más viejo, mientras que las bacterias Gram- prefieren usar el material fresco de las plantas.

Los hongos son los principales degradadores de los compuestos ligno-celulósicos en el suelo y juegan un importante papel en la degradación inicial de la materia orgánica y en el proceso de formación de agregados en el suelo. Como puede observarse en la Figura 33, la adición de la enmienda ha dado lugar a una mayor abundancia de poblaciones fúngicas en los suelos de ambas zonas.

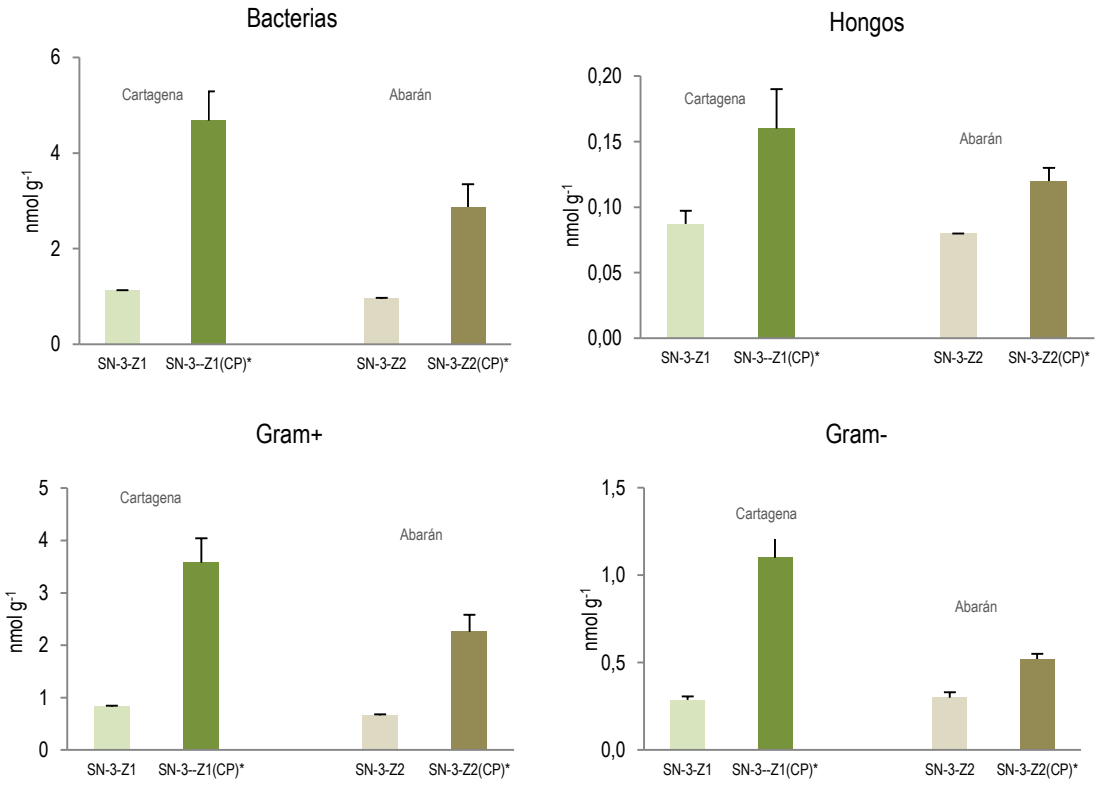


Figura 33.-*Bacteria, Hongos, Bacteria Gram+ y Bacteria Gram- en los suelos control y suelos enmendados en la Zona de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. *Indica diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro según el test de t de Student (p≤0,05)*

La presencia de actinobacterias era prácticamente nula tanto en los suelos control como enmendados de ambas zonas, si bien, el suelo enmendado de la Zona 1, presentaba un contenido de actinobacterias significativamente superior al del suelo control (Tabla 4.1.14). Se ha observado, asimismo, un incremento de ácidos grasos saturados y monoinsaturados con la adición de la enmienda en ambas Zonas, siendo este efecto más acusado en la Zona 1. El cociente entre los PLFAs de ácidos grasos saturados y monoinsaturados era mayor, en ambas Zonas, en los suelos enmendados que en el control,
indicando que con la enmienda se ha estimulado en mayor medida la abundancia de ácidos grasos saturados. Algo similar ocurre en cuanto al cociente $Gram^+/Gram^-$, indicativo de un mayor efecto positivo

de la enmienda sobre el desarrollo de las bacterias Gram$^+$ que sobre las bacterias Gram$^-$. Por el contrario, la razón hongos/bacterias era menor en los suelos enmendados que en sus respectivos controles (Tablas 19 y 20).

Tabla 19.-Relaciones bacterias Gram+/Gram-, hongos/bacterias y de PLFAs saturados/monoinsaturados (Sat/Monoinsat) en el suelo control y en el suelo enmendado de la zona de Cartagena

nmol g^{-1}	Saturados	Monoinsat.	Actinobac	Gram+/Gram$^-$	Hongos/Bac,	Sat/Monoinsat
SN-3-Z1	1,68 (0,34)	0,29 (0,02)	0,03 (0,00)	2,81 (0,29)	0,06 (0,01)	4,16 (0,29)
SN-3-Z1(CP)	**5,14** (0,65)	**0,91** (0,15)	**0,11** (0,02)	3,27 (0,22)	0,04 (0,00)	**5,68** (0,38)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

Tabla 20.-Relaciones bacteria Gram$^+$/Gram$^-$, hongos/bacterias y de PLFAs saturados/ monoinsaturados (Sat/Monosat) en el suelo control y en el suelo enmendado de la zona de Abarán

nmol g^{-1}	Saturados	Monoinsat.	Actinobac	Gram+/Gram-	Hongos/Bac,	Sat/Monosat
Control	1,36 (0,23)	0,35 (0,03)	0,07 (0,02)	2,18 (0,29)	0,09 (0,01)	3,96 (0,80)
SN-3-Z2	**3,17** (0,50)	0,**63** (0,00)	0,05 (0,00)	**4,32** (0,67)	**0,04** (0,01)	**4,44** (0,37)

SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal. Cada valor representa la media de 3 valores (n=3); entre paréntesis: desviación standard. ***Valores en negrita*** *indican diferencias significativas entre tratamientos, para cada parámetro y zona, según el test de t de Student (p≤0,05)*

Si consideramos los incrementos en comparación con el control de los diferentes grupos de poblaciones microbianas detectados en los suelos enmendados (Figura 34), observamos que la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo produce cambios en la estructura de su comunidad bacteriana y fúngica, estando la magnitud de dichos cambios afectados por las características de los suelos donde se aplicó.

Así, el efecto de la enmienda, 3 años después de su incorporación al suelo, sobre la abundancia de las poblaciones bacterianas y fúngicas del suelo al que se añadió, es mayor en el suelo de la Zona 1 (Cartagena) con mayor contenido de C y menor contenido de arcilla que en el suelo de la Zona 2 (Figura. 4.1.27). Numerosos estudios han constatado una relación directa entre la biomasa microbiana de un suelo y su contenido de carbono orgánico (Hao y col., 2008; Jacobs y Keller., 2011; Kallenbach y Grandy., 2011; Luo y col., 2015).

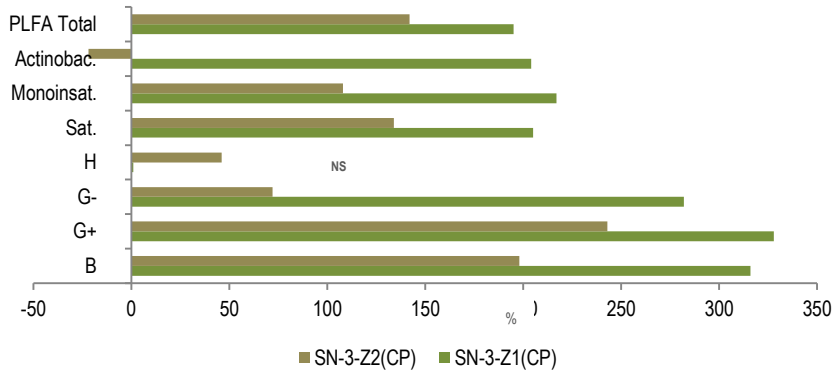


Figura 34.*-Porcentaje de variación de los ácidos grasos de membrana de los diferentes grupos de microorganismos respecto al suelo control en la Zona de Cartagena y Abarán. H: Hongos, B: Bacterias, G$^+$: Gram $^+$, Gram$^-$, Actinobac.: Actinobacterias, Monoinsat.: Monoinsaturados, Sat.: Saturados. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal.* ***NS:*** *diferencias con el control no significativas estadísticamente según t de Student (p≤0,05)*

Asimismo, Müller y Höper (2004) indicaron la existencia de una correlación negativa entre el contenido de arcilla del suelo y su biomasa microbiana después de la adición de enmienda.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES Y MATRIZ DE CORRELACIÓN

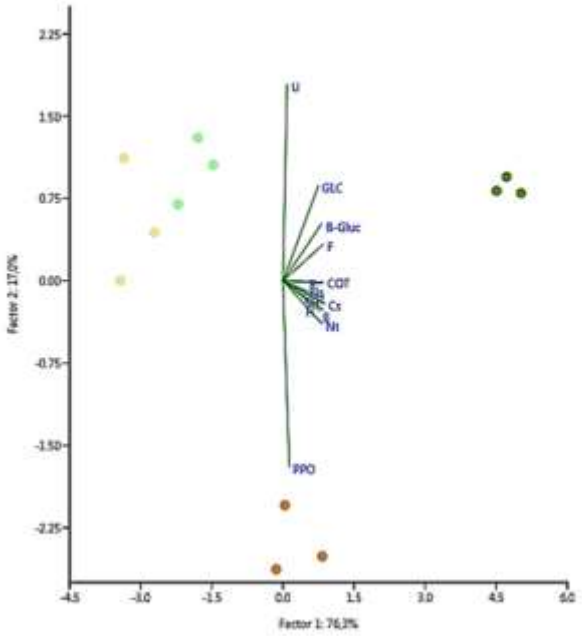
A la luz de los resultados obtenidos, y con el fin de agrupar la información, se realizó un análisis multivariante, relacionando los parámetros implicados en la creación de un pool de C en suelo con aquellos relacionados con la actividad y comunidad microbiana. Este último aspecto es importante ya que los microorganismos son los principales responsables de la descomposición de la materia orgánica, y del turn-over de COT y nutrientes para las plantas en el suelo (Lupwayi y col., 2018).

El análisis de componentes principales explicaba el 93% de la varianza, encontrando un patrón adecuado, capaz de diferenciar los tratamientos estudiados (Figura 35). El Factor 1 explicaba el 75,38% de la varianza, estando relacionado positivamente con: parámetros asociados a la comunidad microbiana (bacteria y hongos), parámetros relacionados con el pool de C en el suelo (Cs, SH, COT), Ns, Nt y actividades enzimáticas, excepto para la actividad ureasa y polifenoloxidasa. El Factor 1 discriminó los suelos estudiados en tres grupos: suelos enmendados de la zona de Cartagena (Z1), suelos enmendados de la zona de Abarán (Z2) y los suelos control, que no habían recibido enmienda. El Factor 2 por su parte, explicaba tan solo el 18,07% de la varianza y separó la respuesta de los suelos en dos grupos: un grupo con los suelos control de ambas zonas junto al suelo enmendado de la Z1 y otro grupo formado por los suelos enmendados de la Z2 (Figura 35).

Las diferentes fracciones de carbono (Cs, SH y COT), parámetros relacionados con la población microbiana (bacterias, y hongos, H) y actividad global (respiración, R), así como las actividades enzimáticas β-glucosidasa (β-G) y fosfatasa (F), tuvieron un alto porcentaje de carga sobre el Factor 1, mientras que las actividades enzimáticas polifenoloxidasa (PPO) y ureasa (U) tenían un alto porcentaje de carga en el Factor 2.

El análisis de componente principales mostró cómo el efecto de la incorporación del compost de estiércol animal a los suelos degradados tanto de la zona de Cartagena (Z1) cómo de Abarán (Z2), consigue mejorar en un plazo de tiempo corto (3 años) las propiedades de estos suelos, siendo el efecto más patente en el suelo de Cartagena (Z1) que en el de Abarán (Z2).

Estos resultados coinciden con los trabajos desarrollados por diversos autores (Francioli y col., 2016; Li y col., 2015; Lupwayi y col., 2018), quienes observaron que la incorporación de estiércol animal al suelo producía un incremento en la biomasa, diversidad microbiana y actividad enzimática de los microorganismos del suelo.



Factores de carga

Parámetros	FACTOR	FACTOR
B-Gluc	0,294	0,187
F	0,305	0,120
U	0,032	0,649
GLC	0,272	0,315
PPO	0,049	-0,614
Cs	0,313	-0,076
Ns	0,314	-0,058
COT	0,307	-0,004
SH	0,314	-0,071
R	0,300	-0,008
B	0,309	-0,096
H	0,281	-0,098
Nt	0,299	-0,142

Figura 35.-*Análisis de componentes principales de la actividad β-glucosidasa (β-Gluc), actividad fosfatasa (F), actividad glicina aminopeptidasa (GLC), actividad polifenoloxidasa(PPO), ureasa (U) carbono soluble en agua (Cs), Nitrógeno soluble en agua (Ns), carbono orgánico total (COT), carbono de las sustancias húmicas (SH), respiración acumulativa (R), bacterias (B) y hongos (H) suelo control y enmendados de Cartagena y Abarán. SN: suelo natural, 3: años ensayo, Z1: zona Cartagena, Z2: zona Abarán, CP: enmienda compost estiércol animal*

Por último, se generó una matriz de correlación para evaluar las relaciones entre las variables estudiadas (Tabla 21). La cantidad de COT se correlaciona positivamente con las actividades enzimáticas estudiadas excepto para polifenoloxidasa y ureasa. Por otro lado, se observaron coeficientes de correlación significativamente positivos entre el contenido de COT y el contenido de los grupos microbianos estudiados (bacterias totales, G^+ y G^-, hongos y actinobacterias) ($p<0,01$).

Asimismo, se observaron coeficientes de correlación positivos entre las fracciones de carbono hidrosoluble Cs y sustancias húmicas (SH), y de ambas con el contenido de bacterias G^+ y G^-, actinobacterias y poblaciones totales de bacterias y hongos. Por otra parte, se observaron coeficientes de correlación negativos entre la CE y las actividades enzimáticas, la respiración, bacterias gram-negativas y actinobacterias (Tabla 21). La respiración (R) estaba correlacionada positivamente con el TOC y con las poblaciones microbianas ($p<0,01$).

Tabla 21.-Correlaciones entre variables. *significación p<0,05. **significación p<0,01, suelos Cartagena y Abarán

	CE	CRH	EA	D	CL	β-G	PPO	F	U	GLC	COT	Cs	SH	Pt	nt	Ns	NO_3^-	R	G+	G-	B	H
CE																						
CRH	0,59*																					
EA	0,65*	0,50																				
D	0,17	-0,28	-0,12																			
CL	-0,02	-0,07	0,16	0,14																		
β-G	-0,36	0,44	-0,13	-0,73**	-0,26																	
PPO	0,83**	0,61*	0,26	-0,05	-0,20	-0,03																
F	-0,28	0,52	-0,10	-0,65*	-0,18	0,97**	0,02															
U	-0,88**	-0,42	-0,44	-0,18	0,05	0,38	-0,80**	0,27														
GLC	-0,54	0,28	-0,22	-0,64*	-0,17	0,95**	-0,26	0,93**	0,52													
COT	-0,06	0,06*	0,23	-0,74**	0,00	0,87**	0,12	0,90**	0,07	0,80**												
Cs	0,05	0,77**	0,22	-0,68*	-0,18	0,88**	0,24	0,92**	-0,01	0,78**	0,95**											
SH	0,019	0,74**	0,16	-0,64*	-0,12	0,89**	0,25	0,94**	-0,00	0,80**	0,95**	0,99**										
Pt	-0,18	0,58*	0,08	-0,71**	-0,20	0,96**	0,06	0,96**	0,22	0,90**	0,93**	0,95**	0,95**									
Nt	0,12	0,79**	0,26	-0,67*	-0,04	0,80**	0,33	0,84**	-0,09	0,68*	0,95**	0,94**	0,94**	0,88**								
Ns	0,01	0,75**	0,19	-0,65*	-0,15	0,88**	0,22	0,93**	0,00	0,80**	0,95**	0,99**	0,99**	0,94**	0,93**							
NO_3^-	-0,21	0,56	0,05	-0,75**	-0,17	0,96**	0,05	0,98**	0,21	0,91**	0,95**	0,96**	0,96**	0,98**	,88**	0,96**						
R	-0,09	0,64*	0,16	-0,72**	-0,02	0,85**	0,13	0,87**	0,08	0,78**	0,96**	0,92**	0,91**	0,88**	0,95**	0,93**	0,91**					
G^+	0,10	0,80**	0,26	-0,56	-0,06	0,82**	0,26	0,89**	-0,07	0,73**	0,93**	0,98**	0,98**	0,91**	0,94**	0,97**	0,91**	0,91**				
G^-	-0,100	0,67*	0,25	-0,59*	-0,03	0,86**	0,00	0,91**	0,15	0,84**	0,94**	0,95**	0,95**	0,95**	0,89**	0,95**	0,94**	0,89**	0,95**			
B	0,07	0,79**	0,26	-0,57	-0,04	0,82**	0,23	0,90**	-0,05	0,74**	0,94**	0,98**	0,98**	0,91**	0,94**	0,97**	0,92**	0,92**	0,99**	0,96**		
H	0,10	0,79**	0,21	-0,41	-0,21	0,74**	0,20	0,83**	-0,08	0,68*	0,80**	0,92**	0,90**	0,84**	0,80**	0,90**	0,83**	0,75**	0,92**	0,89**	0,92**	
ACT	-0,15	0,41	0,41	-0,41	-0,01	0,54	-0,27	0,60*	0,10	0,59*	0,72**	0,68*	0,65*	0,68*	0,63*	0,66*	0,66*	0,70*	0,70*	0,80**	0,72**	0,70*

CE: conductividad eléctrica; CRH: capacidad de retención hídrica; EA: estabilidad de agregados; β-G: β-glucosidasa, FOSF: fosfatasa; UREA: ureasa; GLC: glicina-aminopeptidasa; PPO: polifenoloxidasa Cs: carbono hidrosoluble; Ns: nitrógeno hidrosoluble; COT: carbono orgánico total; SH: sustancias húmicas; R: desprendimiento acumulativo de CO_2,; NO_3^-: nitratos; B: bacteria; G^+: Gram-positiva; G^-: Gram-negativa; H: hongos; ACT: actinobacteria.

CONCLUSIONES

Este Informe tiene como base aspectos relacionados con la importancia de la función del suelo en la mitigación del cambio climático, gracias a su contribución como agente regulador dentro del ciclo del C. Bajo las premisas de los problemas ocasionados por el fenómeno actual de la desertificación en los suelos de zonas semiáridas, junto con la generación excesiva de residuos orgánicos como resultado de nuestro estilo de vida, surge la necesidad de mejorar nuestro conocimiento en el desarrollo de estrategias que nos permitan asegurar su sostenibilidad.

Los suelos degradados de zonas semiáridas tanto agrícolas como no agrícolas, son muy frágiles debido a su extrema escasez en materia orgánica, de forma que una de las estrategias más adecuadas para su recuperación podría ser la incorporación a los mismos de la materia orgánica de la cual carecen.

En base a esto, en este trabajo nos planteamos como Objetivo General la evaluación de la capacidad y eficacia del manejo de diferentes enmiendas orgánicas, incorporándolas en distintos escenarios, evaluando su efecto a distintas escalas de tiempo, siempre bajo las premisas de construir nuevos y estables pools de C orgánico en el suelo, que permitan asegurar la sostenibilidad de estos ecosistemas. Para ello, nos hemos centrado en el estudio global de parámetros agronómicos, ambientales y relacionados con la diversidad microbiana, que nos permiten conocer de forma detallada cuales son los procesos que rigen la dinámica del C en suelos semiáridos no agrícolas.

Las principales conclusiones derivadas de este Trabajo han sido las siguientes:

En los ensayos bajo la estrategia de aplicación única de enmienda a dosis elevada con el objetivo de restauración de suelos no agrícolas abandonados muy degradados, se ha puesto de manifiesto que:

En general, se puede concluir que la adición de enmiendas orgánicas de calidad a suelos no agrícolas degradados produce tanto a corto, como a medio y largo plazo, una considerable mejora de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo, favoreciendo la creación de un pool de carbono en el mismo (incremento del contenido de COT y sus fracciones: Cs y SH), gracias a la capacidad de desarrollar una cubierta vegetal, que asegura el retorno de materia orgánica al suelo, promoviendo, asimismo, un mayor desarrollo y actividad de las poblaciones microbianas del suelo.

La magnitud de estos efectos varía en función de las características del suelo al que se añade la enmienda, tal como se ha puesto de relieve en el ensayo a corto plazo (3 años) en el que una misma enmienda se ha añadido a dos tipos diferentes de suelos, obteniendo diferente respuesta a la enmienda en función del tipo de suelo.

El estudio realizado en el Área A ha puesto de manifiesto que el efecto positivo de la adición de enmienda a suelos degradados semiáridos, no es puntual, sino que persiste en el tiempo, presentando los suelos 3 años después de la incorporación de la enmienda mayor porosidad, capacidad de retención hídrica y agregados estables, así como un mayor contenido de materia orgánica y nutrientes. Asimismo, persiste la reactivación de la vida microbiana promovida por la adición de la enmienda, mostrando los suelos enmendados, a pesar del tiempo transcurrido desde la adición de la enmienda, un mayor tamaño y actividad de las poblaciones microbianas del suelo.

La respuesta a la enmienda se espera que varíe con el grado inicial de degradación del suelo, las características de la enmienda y la climatología del lugar. La fragilidad de los suelos de Cartagena y Abarán contrasta con la intensa respuesta que han tenido estos suelos a la incorporación de compost de estiércol animal en una única aplicación de 150 t ha^{-1} y su capacidad para secuestrar carbono, como demuestra el incremento en las fracciones de carbono orgánico total y de sustancias húmicas.

En todo lo expuesto, hay evidencias de que la aplicación de un mismo tipo de enmienda orgánica en suelos degradados de diferente naturaleza produce de manera general una clara mejora en la calidad de estos que persiste 3 años después de la enmienda, y que la magnitud del efecto de la enmienda sobre las propiedades del suelo depende de las características del mismo. Asimismo, se pone de manifiesto la capacidad de estos suelos para secuestrar carbono gracias el incremento del input de C procedente de la vegetación desarrollada espontáneamente en estos suelos por efecto de la enmienda.

REFERENCIAS

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability: A literature analysis. Soil Biol. Biochem. 41, 1-12.

Acevedo, E., Carrasco, M., León, O., Silva, P., Castillo, G., Ahumada, I., Borie, G., González, S., 2005. Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. Servicio Agrícola y ganadero. Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. 205 p.

Adhikari, K., Hartemik, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services- A global review. Geoderma 262, 101-11.

Aguilera, S.M., 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín Nº14. Valdivia 77-85.

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. Bioresour. Technol. 76 (2), 125-129.

Albuzio, A., Nardi, S., Guilli, A., 1989. Plant growth regulator activity of small molecular size humic fractions. Sci. Total Environ. 81, 671-64.

Alguacil, M.M., Roldán, A., Torres, M.P. 2009,. Assessing the diversity of AM fungi in arid gypsophillous plant commnunities. Environ. Microbiol. 11(10), 2649-2659. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2009.01993.x.

Almagro, M., de vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González ,D., Solé-Benet, A., Martínez-Mena, M., 2016. Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean ecosytems. Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change. 21, 1029-1043.

Álvaro-Fuentes, J., López, M.V., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J.L., 2008. Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 541-547.

Annabi, M., HOUOT, S., Francou, C., Poitrenaud, F. Le Bissonais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban compost of differente maturities. Soil Sci. Soc. Am. J. 71(2), 413-423.

Armas, C., Miranda, J.D., Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2011. Special issue: The Iberian southeast. J. Arid. Environ. 75, 1241-1243.

Atlas, R., Bartha, R., 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Int Microbiol 4 (4), 239-240. doi.org: 10.1007/s10123-001-0045-9.

Ayuso, L.M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Sci. Plant Nutr. 42, 105-111.

Bai, Z.G., Dent, D.L., Olson, L., Schaepman, M.E., 2008. Global assessment of land degradation and improvement. 1: Identification by remote sensing. Report 2008/ISRIC: World Soil Information, Wageningen, The Netherlands.

Bastida, F., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2007. The long-term effects on the manegement of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. Appl. Soil Ecol. 37(2), 53-62.

Bastida, F., Kandeler, E., Hernández, T., García, C., 2008 a. Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial abundance and humus-associated enzyme activities under semiarid conditions. Microb. Ecol. 55, 651-661.

Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C., Hernández, T., 2008 b. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Appl. Soil Ecol. 40, 318-329.

Bautista, A., Etchevers, J., del Castillo, R.F., Gutiérrez, C., 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas 13(2), 90-97.

Ben-David, E.A., Zaady, A., Sher, Y., Nejidat, A., 2011. Assesment of the spatial distribution of soil microbial communities in patchy arid and semi-arid landscapes of the Negev Desert using combined PLFA and DGGE analyses. Fems. Microbiol. Ecol. 76, 492-503.

Bendfeldt, E.S., Burger, J.A., Daniels, W.L., 2001. Quality of amended mine soils after sixteen years. Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 1736-1744.

Benke, M.B., Indratne S.P., Hao X., Chang C., Goh T.B., 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. J. Environ. Qual. 2, 37(3), 798-807. doi: 10.2134/jeq2007.0214.

Bhattacharya, S.S., Ki-Hyun, K., Das, S., Uchimiya, M., Jean, B.H., Kwon, E., Szulejko, J.E., 2016. A review on the role of organic inputs in maintaining the soil carbon pool of the terrestrial ecosystem. J. Environ. Manage. 167, 214-227.

Biggs, E.M., Bruce, E., Boruff, B., Duncan, J.M.A., Horsley, S., Pauli, N., McNeill, K., Neef, A., Von Ogtrop, F., Curnow, J., Haworth, B., Duce, S., Imanari, Y., 2015. Sustainable development and the water-energy-food nexus: a perspective on livelihoods. Environ. Sci. Policy 54: 389-397. doi: 10.1016/j.envsci.2015.08.002.

Bisaro, A., Kirk, M., Zdruli, P., Zimmermann, W., 2014. Global drivers setting desertification research priorities: insights from a skateholder consultation forum. Land Degrad. Dev. 25, 5-16.

Blum, W.E.H., 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. Rev. Environ. Sci. Bio. 4 (3), 75-79.

Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilization and different organic amendments. Biol. Fert. Soils 48, 245-257.

Bouajila, K., Sanâa, M., 2011. Effects of organic amendments on soil physico-chemical and biological properties. J. Mater. Environ. Sci. 2, 485-490.

Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. The nature of properties of soil, 14 ed. Prentice-hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Bronick, C.J., Lal R., 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124, 3-22.

Bruun, T.B., Elberling, B., de Neergaard, A., Magid, J., 2015. Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. L. Degrad. Dev. 26, 272–283. DOI: 10.1002/ldr.2205.

Burns, R.G., Davies, J.A., 1986. The microbiology of soil structure. Biol. Agric. Hortic. 3(2-3), 95-113.

Calleja-Cervantes, M.E., Menéndez, J., Fernández-González, A.J., Irigoyen, I., Cibriáin-Sabalza, J.F., Toro, N., Aparicio-Tejo, P.M., Fernández-López, M., 2015. Changes in soil nutrient content and bacterial community after 12 years of organic amendment application to a vineyard: compost changes soil's mineral content and microbial community. Eur. J. Soil Sci. 66 (4), 802-812. doi: 10.1111/ejss.12261.

Calleja-Cervantes, M.E., Aparicio-Tejo, P.M., Villadas, P.J., Irigoyen, I., Irañeta, J., Fernández-González, A.J., Fernández-López, M., Menéndez, S., 2017. Rational application of treated sewage sludge with urea increases GHG mitigation opportunities in Mediterranean solis. Agr. Ecosyst. Environ. 238, 1147-127.

Camberato, J.J., Gagnon, B., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pan, W.L., 2006. Pulp and papermill by-products as soil amendments and plan nutrient sources. Can. J. Soil Sci. 86, 641-653.

Carlson, J, Saxena, J, Basta, N, Hundal, L., Busalacchi, D., Dick R.P., 2015. Application of organic amendments to restore degraded soil: effects on soil microbial properties. Environ. Monit. Assess. 187(3), 109. doi: 10.1007/s10661-015-4293-0.

Carrión, P., Fernández, S., Jiménez-Moreno, G., Fauguette, S., Gil-Romera, G., González-Sampériz, P., Finlayson, C., 2010. The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. J. Arid. Environ. 74 (7), 731-736.

Chang, C., Entz, T., 1996. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure apllications in southern Alberta. J. Environ. Qual. 25, 145-153. doi: 102134/jeq1996.00472425002522210019x.

Chepil, W.S., 1946. Germination of wood seeds I. Longivity, periodicity of germination and vitality of seeds in cultivated soil. Scientific agriculture 26 (7), 307-346. doi: 10.4141/sa-1946-0038.

Cherfouh, R., Lucas, Y., Dirrij, A., Merdy, P., 2018. Long-term, low technicality sewage sludge amendment and irrigation with treated wastewater under Mediterranean climate: impact on agronimical soil quality. Environ. Sci. Pollut. Res. 25, 35571-35581.

Ciais, BI, Bombelli, A, Williams, M, Piao, SL., Chave, J., Ryan, C.M., Henry, M., Brender, P., Valentini, R., 2011. The carbon balance of Africa: synthesis of recent research studies. Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci. 369(1943), 2038-2057. doi: 10.1098/rsta.2010.0328.

Clark, G., Dodgshun, N., Sale, P., Tang, C., 2007. Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments. Soil Biol. Biochem. 39 (11), 2806-2817.

Clothier, B.E., Hall, A.J., Deurer, M., Green, S.R., Mackay, A.D., 2011. Soil ecosystem services: Sustaining returns on investment into natural capital. In Sustaining Soil Productivity in Response to Global Climate Change: Science, Policy, and Ethics, eds TJ Sauer, J Norman, M Sivakumar (New York, NY: John Wiley and Sons), 304-356. doi: 10.1002/9780470960257.ch9.

C.O:M., 2014. 398. Hacia una Economía Circular: un programa de cero residuos para Europa. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas 2.7.2014.

Conant, R.T., Six, J., Paustian, K., 2004. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. II. Changes in soil carbon fractions along a forest to pasture chronosequence. Biol. Fert. Soils 40, 194-200.

Cooperband, L., 2002. Building Soil Organic Matter with Organic Amendments: A resource for urban and rural garderners, small farmers, turfgrass managers and large-scale producers. Center for Integrated Agricultural Systems (CIAS) Sep 16, 1-12.

Cotton, J., Acosta-Martínez, V., Mooer-Kucera, J., Burow, G., 2012. Early changes dur to sorghum bifuel cropping systems in soil microbial communities and metabolic functioning. Biol. Fertil. Soils 49, 403-13.

Courtier-Murias, D., Simpson, A.J., Marzadori, C., Baldoni, G., Ciavatta, C., Fernández. J.M., López-da-Sá, E., Plaza, C., 2013. Unraveling the long-term stabilization mechanisms of organic materials in soil by physical fractionation and NMR spectroscopy. Agr. Ecosyst. Environ. 171, 9-18. doi: 10.1016/j.agee.2013.03.010.

Darrouzet-Nardi, A., 2013. How much carbon is stored in dryland soils? http://anthony.darrouzet-nardi.net/scienceblog/?p=1664.

Das, S., Jeong, S.T., Das, S., Kim, P.J., 2017. Composted Cattle Manure Increases Microbial Activity and Soil Fertility More Than Composted Swine Manure in a Submerged Rice Paddy. Front. Microbiol. 8, 1702. doi: 10.3389/fmicb.2017.01702.

Debiase, G., Montemurro, F., Fioreb, A., Rotolo, C., Farraq, K., Miccolis, A., Brunetti, G., 2016. Organic amendment and minimum tillage in winter wheat grown in Mediterranean conditions: Effects on yield performance, soil fertility and environmental impact. Eur. J. Agron. 75, 149-157. doi: 10.1016/j.eja.2015.12.009.

Debiase, G., Traversa, A., Montenurro, F., Mastrangelo, M., Fiore, A., Ventrella, G., Brunetti, G., 2018. Minimum tillage and organic fertilization for the sustainable management of *Brassica carinata* A. (Braun) in the Mediterranean environement. Environ. Sci. Pollut. Res. 25: 33556-33565.

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F.T., Reich, P.B., Jeffries, T.C., Gaitan, J.J., Encinar, D., Berdugo, M., Campbell, C.D., Singh, B.K., 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terriestral ecosystems. Nat. Commun. 28; 7, 10541. doi: 10.1038/ncomms10541.

Deng, S.P., Tabatabai, M.A., 1994. Cellulase activity of soils. Soil Biol. Biochem. 26, 1347-1354.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 401-422.

Díaz, E.,1992. Efecto de la adición de residuos urbanos en la regeneración de suelos degradados como medio de control de la desertificación. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Dick, W.A., Tabatabai, M.A., 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. En. Metting, FB (Ed.). Soil Microbial Ecology: Application in Agricultural and Environmental Management . Marcel Dekker, new York, pp. 95-125.

Djukic, I., Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I.K., Larsen, K.S., Beier, C., Berg, B., Verheyen, K., 2018. Early stage litter decomposition across biomes. Sci. Total Environ. 628-629(3), 1369-1394. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.012.

Doni, S., Macci, C., Longo, V., Souid, A., García, C., Masciandaro, G., 2017. Innovative system for biochemical monitoring of degraded soils restoration. Catena 152, 173-181. doi: 10.1016/j.catena.2017.01.016.

Doran, J.W., Parkin, B.T., 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Sci. Soc. Am. Inc. special Publication, 35. Madison, Wisconsin, USA.

Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. En: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (Eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International, pp. 1-28.

Doran, F.W., Jones, A.J., Arshad, M.A., Gilley, J.E., 1999. Determinants of soil quality and health. En: Lal, R (Ed.). Soil Quality and Soil Erosion. CRC Press, Florida. 39-57.

Dregne, H.E., Chou, N.T., 1992. Global desertification dimensions and costs. In Degradation and restoration of arid lands, Dregne HE (ed). Texas Tech University: Lubbock, 73-92.

Drenovsky, R.E., Steenwerth, K.L., Jackson, L.E., Scow, K.M., 2010. Land use and climatic factors structure regional patterns in soil microbial communities. Glob. Ecol. Biogeogr. 19, 27-39.

Dunjó, G., Pardini, G., Gispert, M., 2003. Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. Catena 52, 23-37.

El Kenawy, A., McCabe, M.F., Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.L., Robaa, S.M., 2016. Changes in the frequency and severity of hydrological droughts over Ethiopia from 1960 to 2013. Cuadernos de Investigación Geográfica 42 (1), 145-166. doi: 10.18172/cig.2931.

Epstein, E., Taylor, J.M., Chaney, R.L., 1976. Effects of sewage sludge applied to soil on some soil physical and chemical properties. J. Environ. Qual. 5(4), 422-426.

Eriksson, K.E.L., Blancbette, R.A., Ander, P., 1990. Biodegration of cellulose. In: Microbial and Enzymatic Degradation of Wood and Wood Components (Eriksson KEL, Blanchette RA, Ander P. Eds.), pp. 89-180. Springer-Verlag, New York.

EUROPEAN DIRECTIVE 86/278/EEC, of 12 June 1986 on tha protection of the environement, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official Journal L 181, 04/07/1986 p.0006-0012.*

FAO, 2006. Informes sobre recursos mundiales de suelos. Base referencial mundial del recurso suelo. Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf.

FAO, 2015. El suelo es un recurso no renovable. http://www.fao.org/3/a-i43735.pdf.

Faridullah, F., Hafeez, S., Ahmed, T., Alam, S., Naz, A., Shah, W., Khalid, S., 2018. Characterization of phosphorous in fresh and composted manures of different livestock. Pol. J. Environ. Stud. 27(2), 615-622. doi: 10.15244/pjoes/68883.

Fierer, N., Lauber, C.L., Ramirez, K.S., Zaneveld, J., Bradford, M.A., Knight, R., 2012. Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. ISME J. 6(5), 1007-1017. doi: 10.1038/ismej.2011.159.

Fernández-Getino, A.P., Pérez, J., Albarrán, M.M., Martín Lammerding, D., Walter, I., 2012. Restoration of abandonded, degraded agricultural soil using composted biosolid: influence on selected soil properties. Arid Land Res. Manag. 26, 200-210. doi: 10.1080/15324982.2012.680657.

Fierro, A., Angers, D.A., Beauchamp, C.J., 1999. Restoration of ecosystem fuction in an abandoned sandpit: plant and soil responses to paper de-inking sludge. J. Appl. Ecol. 36, 244-253.

Francioli, D., Schulz, E., Lentendu, G., Wubet, T., Buscot, F., 2016. Mineral vs. organic amendments: Microbial community structure, activity and abundance of agriculturally relevant microbes are driven by long-term fertilization strategies. 14; 7:1446. doi: 10.3389/fmicb.2016.01446.

Frei, C., Christensen, J.H., Dequé, M., Jacob, D., Jones, R.G., Vidale, P.L., 2003. Daily precipitation statistics in regional climate models: evaluation and intercomparison for the Europeans Alps. J. Geophys. Res. 108 (D3), 4124. Doi: 10.1029/2002JD002287.

Frostergard, A., Tunlid, A., Baath, E., 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. Appl. Env. Microbiol. 59, 3605-3617.

Frostegärd, A., Baath, E., 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biol. Fert. Soils 22, 59-65.

Galantini, J., Rosell, R., 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dinanmics under different production systems in semiarid soils. Soil Till. Res. 87, 72-79.

Gallardo-Lara, F., Nogales, R., Navarro, A., 1990. Extractable sulphate in two soils affected by applied townrefuse compost and agricultural wastes. Biological Wastes 33, 39-51.

Garg, R.N., Pathak, H., Das, D.K., Tomar, R.H., 2005. Use of fly ash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of the soil. Environ. Monit. Assess. 107(1-3), 1–9. doi: 10.1007/s10661-005-2021-x.

García, C, Hernández, T, Costa, F., 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean conditions. Soil Biol Biochem 26, 1185-1191.

García, C., Hernández, T., Roldán, A., Martín, A., 2002. Effect of plant cover decline on chemical microbiological parameters under Mediterranean climate. Soil Biol. Biochem. 34, 635-642.

García, E., García, C., Hernández, T., 2012 a. Evaluation of the sustainability of using large amount of urban wastes for degraded arid soil restoration and C fixation. Eur. J. Soil Sci. 63, 650.658.

García, C., Moreno, J.L., Hernández, T., Bastida, F., 2017. Soils under arid and semiarid environment; the importance of organic carbón and microbial communities. Facing the future. In: Life in Extreme Environments Series. The Biology of Arid soils (Ed. Steven Blaire) vol.4, September 2017. ISBN: 978-3-11-041904-7. De gruyter. USA.

García, E., García, C., Hernández, T., 2018. Changes in humic fraction characteristics and humus-enzyme complexes formation in semiarid degraded soils restored with fresh and composted urban wastes. A 5-year field experiment. J. Soils Sediments 18(4), 1376-1388. doi: 10.1007//s11368-016-1537-8.

García, Y., Ramírez, W., Sánchez, S., 2012 b. Soil quality indicators: A new way to evaluate this resource. Pastos y Forrajes 35 (2), 125-138.

García-Orenes, F, Cerdá, A, Mataix-Solera, J, Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zorzona, R., Sempere, J.G., 2009. Effects of agricultural management on surface soil properties and soil-water losses in Eastern Spain. Soil Till. Res. 106 (1), 117-123. doi: 10.1016/j.still.2009.06.002.

García-Palacios, P., Maestre, .FP., Kattge, J., Wall, D.H., 2013. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. Ecol. Lett. 16, 1045-1053. doi:10.1111/ele.12137.

Garcia-Ruiz, R., Ochoa, V., Hinojosa, M.B., Carreira, J.A., 2008. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. Soil Biol. Biochem. 40, 2137-2145.

Giorgi, F., 2006. Climate change hot-spots. Geophys. Res. Lett. 33 L08707. doi: 10.1029/2006GL025734.

Goss, M.J., Tubeileh, A., Goorahoo, D., 2013. A review of the use of organic amendments and the risks to human health. In D.L. Sparks (Ed.), Advances in Agronomy (Vol. 120, pp. 275-379). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-407686-0.00005-1.

Goossens, D., 2003. The on-site and off-site effects of wind erosion. In wind erosion on agricultural land in Europe, Warren (ed). Office for Offcial Publications of the European Comminities: Luxembourg.

Grandy, A.S., Neff, J.C., 2008. Molecular soil C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its effects on soil organic matter structure and function. Sci. Total Environ. 404, 297-307.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 74(4), 367-386. doi: 10.4141/cjss94-051.

Guimarâes, D.V., Silva, M.I., Oliveira, T., Lima da Silva, T., da Silva Dias, N., Silva Matias, M.I., 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. Soil Till. Res. 126, 177-182. doi: 10.1016/j.still.2012.07.010.

Guo, Xx., Liu, Ht., Wu, Sb., 2019. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. Sci. Total Env. 662, 501-510. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.137.

Hainzelin, E., 2014. Cultivating Biodiversity to Transform Agriculture. Edited by Etienne Hainzein. Jan 2014. Springer. Dordrecht, Netherlands.

Hao, X., Chang, C., 2003. Does long term heavy manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? Agr. Ecosyst. Environ. 94: 89-103. doi: 10.1016/S0167-8809(02)00008-7.

Hao, X.H., Liu, S.L., Wu, J.S., Hu, R.G., Tong, C.L., Su, Y.Y., 2008. Effect of long-term application of inorganic fertilizer and organic amendments on soil organic matter and microbial biomass in three subtropical paddy soils. Nutr. Cycl. Agroecosys. 81(1), 17-24.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 1-14.

Harris, J.A., Birch, P., 1989. Soil microbial activity in opencast coal mine restoration. Soil Use Manage. 5, 155-160.

Harris, J.A., 2003. Measurements of the soil microbial community for stimating the success of restoration. Eur. J. Soil Sci. 54, 801-808.

Harwood, C.S., Rivelli, M., Ornston, L.N., 1984. Aromatic acids are chemoattractants for *Pseudomonas putida*. J. Bacteriol. 160 (2), 622.-628.

Havlin, J., Betan, J., Nelson, W., Tisdale, S., 2014. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Ed. Pearson 8th Upper Saddle River, NJ.

Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 51 (2), 123-137.

Heidari, G., Mohammadi, K., Sohrabi, Y., 2016. Responses of Soil Microbial Biomass and Enzyme Activities to Tillage and Fertilization Systems in Soybean (Glycine max L.) Production. Front Plant Sci 7, nº 1730. doi: 10.3389/fpls.2076.07730 .

Hernández, M.T., García, E., García, C., 2015. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. Soil Biol. Biochem. 89, 61-71.

Hernández, T., Chocano, C., Moreno, J.L., García, C., 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (Lactuca sativa L.) crops—Effects on soil and plant. Soil Till. Res. 160, 14-22.

Hill, J., Stellmes, M., Udelhoven, T., Röder, A., Sommer, S., 2008. Mediterranean desertification and land degradation. Mapping related land use change syndromes based on satellite observations. Glob. Planet. Change 64 (3-4): 146-157. doi: 10.1016/j.glopacha.2008.10.005.

Hispagua., Sistema Español de Información sobre el Agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. www.hispagua.cedex.es.

Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. Agric. Ecosyst. Environ. 103, 1–25.

Hortal, S., Bastida, F., Armas, C., Lozano, Y.M., Moreno, J.L., García, C., Pugnaire, F.I., 2013. Soil microbial community under a nurse-plant species changes in composition, biomass and activity as the nurse grows. Soil Biol. Biochem. 64, 139-146. doi: 10.1016/j.soilbso.2013.04.018.

Howden, S.M., Soussana, J.F., Tubiello, F.N., Chhetri, N., Dunlop, M., Meinke, H., 2007. Adapting agriculture to climate change. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 104 (50), 19691-19696. doi: 10.1073/pnas.0701890104.

Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.M., Ruiz-Sinoga, J.D., 2018. Técnicas de restauración de suelos basadas en el uso de residuos orgánicos: seis años de beneficios sobre las propiedades de un suelo forestal. Cuadernos de Investigación Geográfica, 44 (2): 675-695. doi: 10.18172/cig.3422.

Huysegoms, L., Cappuyns, V., 2017. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. J. Environ. Manage. 196, 278-296.

IPCC, 2007- *Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Cahnge 2007: Synthesis Report, Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University, Cambridge, UK.

IPCC, 2014- *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.

Jacobs, G.K., Keller, M., 2011. Opening a black box: how microbial ecology can inform global climate chance. Microb. Biotechnol. 4(2), 118-120.

Jindo, K., Martim, S.A., Cantero, E., Pérez-Alfocea, F., Hernández, T., García, C., Oliveira, N., Pasqualoto, L., 2012. Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. Plant Soil 353, 209-220. doi: 10.1007/s11104-011-1024-3.

Jònsson, B.G., Ekström, M., Essen, P.A., Grafstro, A., Stähl, G., Westerlund, B., 2016. Dead wood availability in managed Swedish forest-Policy outcomes and implications for biodiversity. For. Ecol. Manage. 376, 174-182. doi: 10.1016/j.foreco.2016.06.017.

Kallenbach, C., Grandy, A.S., 2011. Control over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. Agr. Ecosyst. Environ. 144, 241-252.

Kandeler, E., Tscherko, D., Spiegel, H., 1999 b. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. Biol. Fert. Soils 28(4), 343-351.

Kandeler, E., Tscherko, D., Bruce, K.D., Stemmer, M., Hobss, P.J., Bardgett, R.D., Amelung, W., 2000. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. Biol. Fert. Soils 32(5), 390-400. doi: 10.1007/s0037400002.

Kästner, M., Miltner, A., 2016. Application of compost for effective bioremediation of organic contaminants and pollutants in soil. Appl. Microbiol. Biot .100, 3433–3449.

Kizilkaya, R., Bayraklim B., 2005. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. Appl. Soil Ecol. 30(3): 192-202. doi: 10.1016/j.apsoil.2005.02.009.

Klinoromos, J.N., Hart, M.M., 2001. Food-web dynamics: Animal nitrogen swap for plant carbon. Nature 410 (6829), 651-652.

Köchy, M., Hiederer, R., Freibauer, A., 2015. Global distribution of soil organic carbon-Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. Soil 1, 351-365. doi: 10.5194/soil-1-351-2015.

Kohler, J., Caravaca, F., Azcón, R., Díaz, G., Roldán, A., 2016. Sustainability of tha microbial community composition and fuction in a semiarid mine soil for assesing phytomanegement practices based on mycorrhizal inoculation and amendment addition. J. Environ. Manage. 169, 236-246. doi: 10.1016/j.envman.2015.12-037.

Komatsuzaki, M., Ohta, H., 2007. Soil management practices for sustainable agro-ecosystems. Sustain. Sci. 2, 103-120. doi: 10.1007/s11625-006-0014-5.

Köppen-Geiger.,2006.clasificaciónclimática.http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/pics/kottek_et_al_2006.gif

Kramer, C., Gleixver, G., 2008. Soil organic matter in soil depth profiles: distinct carbon preferences of microbial groups during carbon transformation. Soil Biol. Biochem. 40, 425-433.

Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D., 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soils. Geoderma 158: 436-442. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.05.012.

Lal, R., 1994. Sustainable land use systems and soil resilence. In: Greenland, D.J & Szabolcs, I., eds. Soil resilence and sustainable land use. Wallingford, CAB International, pp. 41-67.

Lal, R., 2002. Carbon sequestration in dry land ecosystems of West Asia and North Africa. Land Degrad. Dev. 13 (1), 45-59. doi: 10.1002/ldr.47.

Lal, R., 2004. Carbon sequestration in dryland ecosystems. Environ. Manage. 33, 528-544.

Lal. R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. Eur. J. Soil Sci. 60(2), 158-169.

Lal, R., 2013 a. Enhancing ecosystem services with no-till. Renew. Agric. Food Syst. 28, 102-114.

Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. Food Energy. Secur. 5(4), 212-222. doi: 10.1002/fes3.96.

Lapied, E., Nahmani, J., Rousseau, G.X., 2009. Influence of texture en amendments on soil properties and earthworm communities. Appl. Soil Ecol. 43: 241-249.

Larney, F.J., Pan, W., 2006. Organic waste to resource: Recycling nutrients. Can. J. Soil Sci. 86(4), 585-586.

Larney, F.J., Angers, D.A., 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. Can. J. Soil Sci. 92, 19-38.

Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: Evaluation for sustainable land management in the developing world. Proc. Of the Int. Workshop on evaluation for sustainable land management in the developing world. Bangkok, Thailand. P.175.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villete, C., Houot S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. Bioresour. Technol. 101, 157-164. doi: 10.1016/j.biortech.2009.08.025.

Lavorel, S., Canadell, J., Rambla, S., Terradas, J., 1998. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. Glob. Ecol. Biogeogr. 7, 157-166.

Lehmann, J., Kebler, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. Nature 528, 60-68.

Lewandowski, A., 2017. Soil management and health. Organic matter management. http://www.extension.umn.edu/agriculture/soils/soil-properties/soil- management.

Li, J., Cooper, J.M., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., Zhao, B., 2015. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in North China Plain. Appl. Soil Ecol. 96, 75-87. doi: 10.1016/j.apsoil2015.07.001.

Li, Z., Tian, D., Wang, B., Wang, J., Wang, S., Chen, H.Y.H., Xu, X., Wang, C., He, N., Niu, S., 2018. Microbes drive global soil nitrogen mineralization and availability. Glob. Change Biol. 25 (3), 1078-1088. doi: 10.1111/gcb.14557.

Liu, Y., Mi, G., Chen, F., Zhang, J., Zhang, F., 2004. Rhizosphere effect and root growth of two maize (Zea mays L.) genotypes with contrasting P efficiency at low P availability. Plant Sci. 167, 217-223. doi: 10.1016/j.plantsci.2004.02.026.

Llovet López, J., Fuentes Delgado, D., Valdecantos Dema, A., Gonçalves do Vale, S.M., Ribeiro da Silva, M.J., Valiente Clavel, Y., 2008. ¿Perduran en el suelo las enmiendas orgánicas? Análisis en repoblaciones forestales. "Actas de la II Reunión sobre Suelos Forestales". Cuad Soc Esp Cienc For 25, 281-286.

López Bermúdez, F., García Gómez, J., 2005. Desertification in the Arid and Semiarid Mediterranean Region. A Food Security. In Desertifi cation in the Mediterranean Region. A Security Issue (Kepner W, Rubio JL, Mouat DA, Pedrazzini F, eds.). NATO Security Science 3: 401-428.

Ludwig, M., Wilmes, P., Schrader, S., 2018. Measuring soil sustainability via soil resilance. Sci. Total Environ. 626, 1484-1493.

Luo, Y., Zhao, X.Y., Andrén, O., Zhu, Y., Wang, W., 2014. Artificial root exudates and soil organic carbon mineralization in a degraded Sandy grassland in northern China. J. Arid. Land 6, 423-431. doi: 10.1007/s40333-014-0063-z.

Luo, P., Han, X., Wang, Y., Han, M., Shi, H., Liu, N., Bai, H., 2015. Influence of long-term fertilization on soil microbial biomass dehydrogenase activity, and bacterial and fungal community structure in a brown soil in northeast China. Ann. Microbiol. 65(1), 533-542. doi: 10.1007/s13213-014-0889-9.

Lupwayi, N.Z., Kanashiro, D.A., Eastman, A.H., Hao, X., 2018. Soil phospholipid fatty acid biomarkers and B-Glucosidase activities after long-term manure and fertilizer N applications. Soil Sci. Soc. Am. J. 82 (2). doi: 10.2136/SSSAJ2017.09.0340.

M.A., (Millennium Ecosystem Assessment) (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC. http://www.milleniumassessment.org.

Manzetti, S., Van der Spoel, D., 2015. Impact of sludge deposition on biodiversity. Ecotoxicology 24(9), 1799-11814. doi: 10.1007/s10646-015-1530-9.

Marañón, T., Madejón, E., 2016. Funciones del suelo y servicios ecosistémicos: Importancia de la materia orgánica. V Jornadas de la red Española de Compostaje (REC).

Marron, N., 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. Biomass. Bioenerg. 81, 378-400. doi: 10.1016/j.biombioe.2015.07.025.

Masciandaro, G., Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., 2018. Soil Carbon in the world: ecosystem services linked to soil carbón in forest and agricultural soils. In: The future of soil carbon: Its conservation and formation. (Eds.) García C, Nannipieri P, Hernández T. Academic press.

Mayhew, L., 2004. Humic substances in biological agriculture. Acres USA, Enero-Febrero, vol 34, nº 1 y 2.

Mbagwu, J.S.C., 1992. Improving the productivity of a degraded ultisol in Nigeria using organic and inorganic amendments. Part 2. Changes in physical properties. Biores. Technol. 42, 167-175.

McCormick, R., Kapustka, L.A., 2016. The answer is 42-----What is the question?. J. Environ. Stud. Sci. Springer, Association of Environmental Studies and Sciences 6(1), 208-231. doi: 10.1007/s13412-016-0376-7.

Medina, J., Monreal, C., Barea, J.M., Arriagada, C., Borie, F., Cornejo, P., 2015. Crop residue stabilization and application to agricultural and degraded soils: A review. Waste Manage. 42, 41-54. doi: 10.1016/j.wasman.2015.04-002.

Miller, J.J., Beasly, B.W., Drury, C.F., Larney, F.S., Hao, X., Chanasky, D.S., 2018. Influence of long-term feedlot manure amendments on soil hydraulic conductitvity, water-stable aggregates, and soil thermal properties during the growing season. Can. J. Soil Sci. 98(3), 421-435. doi: 10.1139/cjss-2017-0061.

Mikutta, R., Klebber, M., Torn, M., Jahn, R., 2006. Stabilization of the soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? Biogeochemistry 77, 25-26.

Montemurro, F., Maiorana, M., Convertini, G., Ferri, D., 2007. Alternative sugar beet production using shallow tillage and municipal solid waste fertilizer. Agron. Sustain. Dev. 27, 129-137.

Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F., Girón, I.F, 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active $CaCO_3$. Soil Till. Res. 85, 86-93.

Mrabet, R., Saber, N., El-Brahli, A., Lahlou, S., Bessam, F., 2001. Total particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. Soil Till. Res. 57, 225-235. doi: 10.1016/S0167-1987(00)00180-x.

Müller, T., Höper, H., 2004. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay consert: Consequences for model applications. Soil Biol. Biochem. 36(6), 877-888.

Murphy, D.V., Stockdale, E.A., Brookes, P.C., Goulding, K.W.T., 2007. Impact of microorganims on chemical transformation in soil. En: Abott, L.K., Murphy DV (Eds.). Soil biological fertility_A key to sustainable land use in agriculture, Springer, pp 37-59.

Muscolo, A., Sidari, M., Nardi, S., 2013. Humic: Substance: Relationship between structure and activity. Deeper information suggests univocal findings. J. Geochem. Explor. 129, 57-63. doi: 10.1016/j.gexplo.2012.10.012.

Nannipieri, P., Sequi, P., Fusi, P., 1996. Humus and enzyme activity. In: Piccolo A (Ed.), Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, New York, pp. 293-328.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., 2003. Microbial diversity and soil functions. Eur. J. Soil Sci. 54, 655-670. doi: 10.1111/ejss.3_12398.

Nicolás, C., Hernández, T., García, C., 2012. Organic amendments as strategy to increase organic matter in particle-size fractions of a semi-arid soil. Appl. Soil Ecol. 57, 50-58.

Nie, M., Pendall, E., Bell, C., Gasch, C.K., Raut, S., Tamang, S., Wallenstein, M.D., 2013. Positive climate feedbacks of soil microbial communities in a semiarid grassland. Ecol. Lett. 16(2), 234-241. doi: 10.1111/ele.12034.

Nkoa, K., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. Agron. Sustain. Dev. 34, 473–492.

Novak, J., Busscher, W.J., Laird, D., Ahmedna, M., Watts, D.W., Niandou, M., 2009. Impact of Biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Sci. 174 (2), 105. doi: 10.1097/ss.0b013e3181981d9a.

Ochoa-Hueso, R., Delgado-Baquerizo, M., An King, P.T., Benham, M., Arca, V., Power, S.A., 2019. Ecosystem type and resource quality are more important than global change drivers in regulating early stages of litter decomposition. Soil Biol Biochem 129, 144-152. doi: 10.1016/j.soilbio.2018.11.009.

O'Dell, R., Silk, W., Green, P., Claassen, V., 2007. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailability heavy metal concentration and promotes establishment and biomass production of Bromus carinatus (Hook and Arn). Environ. Pollut. 148, 115-124.

Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Ortiz, O., 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. Land Degrad. Dev. 14, 563-573.

Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Le Bissonnais, Y., 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. Agr. Ecosyst. Environ. 125, 48-56.

Ondoño, S., Bastida, F., Moreno, J.L., 2014. Microbial and biochemical properties of artificial substrates. A preliminary study of its application as Technosols or as a basis in Green Roof Systems. Ecol. Eng. 70, 189-199.

Ondoño, S., 2015. Design and characterization of optimal substrates for the growth of Mediterranean plant species in extensive Green roof systems under semiarid conditions. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.

Palm, C., Sánchez, P., Ahmed, S., Awiti, A., 2007. Soils: A contemporary perspective. Annu. Rev. Environ. Resou.r 32, 99-129.

Palumbo, A.V., McCarthy, J.F., Amonette, J.E., Fischer, L.S., Wullschleger, S.D., Daniels, W.L., 2004. Prospects for enhancing carbon sequestration and reclamation of degraded lands with fossil-fuel combustion by-products. Adv. Environ. Res. 8: 425-438. doi: 10.1016/S1093-0191(02)00124-7.

Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Keesstra, S., Cerdà, A., Brevik, E.C., 2016. Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olivegrove top soils. Sci. Total Environ. 571, 498–506. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.016.

Parsons, A.J., 2014. Abandonment of Agricultural Land, Agricultural Policy and Land degradation in Mediterranean Europe. E.N. Mueller et al. (eds.), In: Patterns of Land Degradation in Drylands: Understanding Self-Organised Ecogeomorphic Systems.

Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. Biol. Fertil. Soils 30, 1-6.

Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., Moreno, J.L., Ros, M., 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. Soil Biol. Biochem. 32(13), 1877-1883. doi: 10.1013/S0038-0717(00)00161-9.

Plaza, C., Courtier-Murias, D., Fernández, J.M., Polo, A.,Simpson, A., 2013. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. Soil Biol. Biochem. 57, 124-134. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.07.026.

Pomares-García, F., Pratt, P.F., 1978. Value of Manure and Sewage Sludge as N Fertilizer. Agron. J. 70(6), 1065-1069.

Prayogo, C., Jones, J.E., Baeyens, J., Bending, G.D., 2014. Impact of biochar on mineralization of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. Biol. Fertil. Soils 50(4), 695-702. doi: 10.1007/s00374-013-0884-5.

Quereda, J., Montón, E., Escrig, J., 2000. La Evolución de las precipitaciones en la cuenca occidental del Mediterráneo ¿tendencia o ciclos?. Investigaciones Geográficas 24, 17-35.

Raiesi, F., Kabiri, V., 2016. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. Ecol. Indic. 71, 198-207.

Ramulu, U.S., 2001. Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. Scientific Publishers, Jodhpur, India.

Ramussen, C., Southard, R.J., Howarth, W.R., 2006. Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperature conifer forest soils. Global Change Biol. 12, 834-847.

Rethemeyer, J., Kramer, C., Gleixner, G., John, B., Yamashita, T., Flessa, H., Andersen, N., Nadeau, M.J., Grootes, P.M., 2005. Transformation of organic matter in agricultural soils: radiocarbon concentration versus soil depth. Geoderma 128, 94-105. 10.1016/j.geoderma.2004.12.017.

Reynolds, J.F., Granger, A., Stanford Smith, D.M., Bastin, G., Gracía-Barrios, L., Fernández, R.J., Janssen,M.A., Jürgens, N., Scholes, R.J., Veldkamp, A., Verstraete M.M., Von Maltz, G., Zdruli, P., 2011. Scientific concepts for an integrated analysis of desertification. Land Degrad. Dev. 22, 166-183. doi: 10.1002/ldr.1104.

Richmond, P.A., 1991. Occurrence and functions of native cellulose. In: Biosynthesis and Biodegradation of Cellulose (Haigler CH and Weimer PJ Eds), pp. 5-23. Dekker, New York.Ross DJ (1968). Activities of enzymes hydrolysing sucrose and starch in some grassland soils. Trans. 9th Int. Conqr. Soil Sci. 3, 299-308.

Rodrigo, F.S., 2002. Cambio climático y extremos pluviométricos. En; Contreras S, Piquer M, Cabello J Eds. Agricultura, Agua y Sostenibilidad en la provincia de Almería. Almería. pp 283-299.

Rodriguez-Lloveras, X., Buytaert, W., Benito, G., 2016. Land use can offset climate change induced increases in erosion in Mediterranean watersheds. Catena 143, 244-255.

Romanyá, J., Rovira, P., Vallejo, R., 2007. Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. Ecosistemas 16(1), 50-57.

Ros, M., 2000. Recuperación de suelos agrícolas abandonados mediante el reciclaje en los mismos de residuos orgánicos de origen urbano. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Ros, M., Hernández, M.T., García, C., 2002. Bioremediation of Soil Degraded by Sewage Sludge: Effects on Soil Properties and Erosion Losses. Environ, Manage. 31, 741-747.

Ros, M., Hernández, M.T., García, C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. Soil Biol. Biochem., 35, 463-469.

Ros, M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, M.T., Insam, H., 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in soil after long-term amendment with differents composts. Soil Biol. Biochem. 38, 3443-3452. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.05.017.

Rosell, R.A., 1999. Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos. Proceed. XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Pucón, Chile.

Ruiz, T., Febles, G., 2004. La desertificación y la sequía en el mundo. Avances en Investigación Agropecuaria 8 (2).

Saia, S., Benítez, E., García-Garrido, J.M., Settanni, L., Amato, G., Giambalvo, D., 2014. The effect of arbuscular mycorrhizal fungi on total plant nitrogen uptake and nitrogen re-covery from soil organic material. J Agric. Sci. 152, 370–378. doi: 10.1017/S002185961300004X.

Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D., LeRoux, X., 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community. Environ. Microbial. 8, 247-257. doi: 10.1111/j.1462-2920.2005.00892.x.

Sanaullah, M., Rumpel, C., Charrier, X., Chabbi, A., 2012. How does drought stress influence the decomposition of plan litter with contrasting quality in a grassland ecosystem? Plant Soil 352, 277-288. doi: 10.1007/s11104-011-0995-4.

Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M.J, García-Díaz, A., 2017. Soil loss in olive grove in central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. J. Soil Sediment. 17, 873-888. doi: 10.1007/s11368-016-1589-9.

Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., 1993. Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. Bioresour. Technol. 45, 131-135.

Schillaci, C., Acutis, M., Lombardo, L., Lipani, A., Fantappiè, M., Märker, M., Saia, A., 2017. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modeling. Sci Total Environ 601-602, 821-832. doi: 10.1016/j.scitotenv. 2017.05.239.

Schiwinning, S., Sala, O.E., 2004. Hierarchy of responses to resource pulses in arid land semi-arid ecosystems. Oecologia 141, 211-220. doi: 10.1007/s00442-004-1520-8.

Schulze, E.D., Freibauer, A., 2005. Environmental sience: Carbon unlocked from soils. Nature 437,(7056), 205-206. DOI: 10.1038/437205a.

Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., Rao, M.A., 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. J. Soil Sci. Plant Nutr. 15(2), 333-352. doi: 10.4067/S0718-9516200/5005000031.

Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, AM., Piccolo, A., Celano, G., Zaccardelli, M., 2016. On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. Appl. Soil Ecol. 107: 13-23. doi: 10.1016/j.apsoil.2016.05.004.

Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.L., Rogers, H.H., 1997. Quantification of soil quality. En Soil Process and the carbon cycle (eds. Lal R, Kimble JM, Follet RF, Stewart BA), pp 387-403. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Sierra, C .,2016. La importancia de las enmiendas orgánicas en los suelos (Parte I). http://www.elmercurio.com/Campo/Noticias/Noticias/2015/07/07/La-importancia-de-las-enmiendas-organicas-en-los-suelos-Parte-I.aspx.

Sims, J.T., Cunningham, S.D., Summer, M.E., 1997. Assessing soil quality for environemntal purposes: Roles and challenges for soil scientists. J. Environ. Qual. 26, 20-25.

Singh, M., 2015. Soil salinization and waterlogging: A threat to environment and agricultural sustainability. Ecol. Indic. 57, 128-130.

Sivakumar, M.V.K., 2007. Interactions between climate and desertification. Agric. For. Meteorol. 142, 143-155.

Sinsabaugh, R.L., 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. Soil Biol. Biochem. 42, 391-404.

Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32, 2099-2103.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241, 155-176.

Smith, L.J., Papendick, R.I., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. En: Blaine Metting (Ed.) Soil Microbial Ecology. Marcel Dekker. New York.

Sponseller, R.A., 2007. Precipitation pulses and soil CO_2 flux in a Sonoran desert ecosystem. Glob. Change Biol.13, 426-436. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01307.x.

Stephen, R.S., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. Environ. Int. 35: 142-156.

Stewart, B.A., Robinson, C.A., Parker, D.B., 2000. Examples and case studies of beneficial reuse of beef cattle by products. Pp 387-407. In: JF Power y WA Dick eds. Land application of agricultural, industrial amd miunicipal by-products. SSSA Book Series No. 6, SSSA, Madison, WI.

Stout, W.L., Weaver, S.R., Gburek, W.J., Folmar, G.J., Schnabel, R.R., 2000. Water quality implications of dairy slurry applied to cut pastures in the northeast USA. Soil Use Manage. 16(3), 198-193. doi: 10.1111/j.1475-2743.2000.tb00191.x.

Tejada, M., Hernández, T., García, C., 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: Effects on the soil properties. J. Environ. Qual. 35, 1010-1017.

Tejada, M., Gonzalez, J.L., García-Martínez, A.A., Parrado, J., 2008. Application of a Green manure composted with beet vinasse on soil restoration: Effects on soil properties. Bioresour. Technol. 99, 4949-4957.

Tejada, M., Hernández, M.T., García, C., 2009. Soil restauration using composted plant residues: effect on soil properties. Soil Till. Res. 45, 109-117.

Terry, R., Nelson, D., Sommers, L., 1979. Descomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. J. Environ. Qual. 8, 3-12.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 617-677.

Toor, G.S., Shober, A.L., 2015. Soils & Fertilizers for master gardeners: Soil organic matter and organic amendments. UF/IFAS Extension. SL273. http://edis.ifas.ufl.edu.

UNCED.,1992. Report of the United Nations Conference on Environment and Development, Chapter 12: Managing fragile ecosystems: Combating desertification and drought-(Rio de Janeiro, 3-14 June 1992), Grneral A/CONF.151/26 (Vol.II), Chapter 12. (http://www.unccd.ch).

UNEP., 1992. United Nations Environment Programme. World Atlas of Desertification. London.

Usodomenech, J.L., Villacampaesteve, Y., Stubingmartinez, G., Karjalainen, T., Ramo, M.P., 1995. MARIOLA: a model for calculating the response of Mediterraneanbush ecosystem to climatic variations. Ecol. Model 80, 113-129.

Van Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.K., 2004. Volume III-Organic matter and biodiversity. Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Van der Wal, A., Geydan, T.D., Kuyper, T.W., de Boer, W., 2013. A thread affair: linking fungal diversity and community dynamics to terrestrial decomposition processes. FEMS Microbiol. Rev. 37, 477-494. doi: 10.1111/1574-6976.12001.

von Lutzow, M., Joegel-Knabner, I., Ekschmitt K, Matzner, E., Guggenberger, G., Marscher, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperature soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions- a review. Eur. J. Soil Sci. 57, 426-445. doi: 10.1111/j.1365.2006.00809.x.

Walter, J., Hein, R., Beierkuhnlein, C., Hammerl, V., Jentsch, A., Schädler, M., Schverings, J., Kreyling, J., 2003. Combined effects of multifactor climate change and land-use on decomposition in temperature grassland. Soil Biol. Biochem. 60, 10-18. doi: 10.1016/j.soilbio.2013.01.018.

Walter, I., Martínez, F., Cuevas, G., 2006. Plant and soil responses to the application of composted MSW in a dergraded, semiarid shrubland in central Spain. Compost Sci. Util. 14(2), 147-154.

Wang, H., Brown, S.L., Magesan, G.N., Slade, A.H, Quintern, M., Clinton, P.W., Payn, T.W., 2008. Technological options for the management of biosolids. Env. Sci. Pollut. Res. Int. 15, 308-317. doi: 10.1007/s11356-008-0012-5.

Warren, A., 2003. Wind erosion on agricultural land in Europe: research results for land managers. Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg.

Webb, N.P., McGowan, H.A., Phin, S.R., McTainsh, G.H., 2006. AUSLEM (Australian Land Erodibility Model): a tool for identifying wind erosion hazard in Australia. Geomorphology 78, 179-200. doi: 10.1016/j.geomorp.2006.01.012.

Weigelt, P., Jetz, W., Kreft, H., 2013. Bioclimatic and physical characterization on the world's islands. PNAS 110 (38): 15307-15312. doi: 10.1073/pnas.13006309110.

West, A.W., Sparling, G.P., Grant, W.P., 1988. Relationshios between mycelium and bacterial populations in stored, air dried and glucose-amended arable and grassland soils. Soil Biol. Biochem. 19, 599-605.

Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavaoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. Agr. Ecosyt. Environ. 88(2), 137-146. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00249-3.

Zelles, L., 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review. Biol. Fert. Soils 29, 111-129.

Zhang, M., Heaney, D., Henriquez, B., Solberg, E., Bittner, E., 2006. A Four-Year Study on Influence of Biosolids/MSW Cocompost Application in Less Productive Soils In Alberta: Nutrient Dynamics. Compost Science & Utilization 14(1), 68-80. doi: 10.1080/1065657x.2006.10702265.

Zhang, K., Qu. J., Han, Q., Xie, S., Kai, K., Niu, Q-H., An, Z., 2014. Wind tunnel simulation of windblown sand along China's Qinghai-Tibet railway. Land Degrad Dev. 25, 244-250. doi: 10.1002/ldr.2137.

Zhang, J., Wang, J., An, T., Wei, D., Chi, F., Zhou, B., 2017a. Effect of long-term fertilization on humic acid composition and structure in black soil. PLoS ONE 2. doi:10.1371/journal.pone.0186918.

Zhang, X., Wang, X-Q., Wang, D.F., 2017 b. Inmobilization of heavy metals in sewage sludge during land application process in China: A review. Sustainability 9, 1-19. doi:10.3390/su9112020.



GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Elaborado por:

ecodes
tiempo de actuar