



EFECTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN LA MICROBIOTA EDÁFICA. UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA



RAÚL DESCALZO GARRIDO

TUTOR: JORGE MATAIX SOLERA

CO-TUTORA: MINERVA GARCÍA-CARMONA

CÓDIGO COIR: TFG.GCA.JMS.RDG.210120



Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

Trabajo final de Grado de Ciencias Ambientales

Facultad de Ciencias Experimentales

Universidad Miguel Hernández

Elche, Curso 2021-2022



CIENCIAS AMBIENTALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

UNIVERSITAS
Miguel Hernández

RESUMEN

Desde hace décadas, las tierras forestales y agrícolas se sitúan formando mosaicos paisajísticos en los bosques mediterráneos. En ambas tierras se realizan actividades o usos del suelo ya sea para mejorar sus condiciones o manejando de manera algo más sostenible (clareos, quemas prescritas, agricultura ecológica, orgánica, etc.) o para explotarlas, con efectos negativos en algunos casos (talas, agricultura convencional, etc.). Estas actividades afectan a las propiedades del suelo, y en especial a las propiedades microbiológicas, ya que estas son consideradas los mejores indicadores de la calidad del suelo, al poseer el potencial de proporcionar una alerta temprana cuando se ven afectados por cambios sutiles en la calidad del suelo, principalmente por el papel central de los microorganismos en los ciclos de C y N. En este trabajo hacemos un repaso amplio de las propiedades microbiológicas del suelo, de los distintos usos que existen en suelos agrícolas y forestales para ver cómo afectan estos a los microorganismos del suelo, usando parámetros como carbono orgánico del suelo (COS), biomasa microbiana, actividades enzimáticas, etc.

Palabras clave: clareo, quemas prescritas, COS, biomasa microbiana, actividad enzimática.

ABSTRACT

For decades, forest and agricultural lands have been forming landscape mosaics in Mediterranean forests. On both types of land, activities or land uses are carried out either to improve conditions or managing in a sustainable way (clear-cutting, prescribed burning, conservation agriculture...) or to exploit these lands with some negative effects in some cases (salvage-logging, conventional agriculture...). These activities affect soil properties, and especially microbiological properties, as these are considered the best indicators of soil quality, as they have the potential to provide an early warning when affected by subtle changes in soil quality, mainly because of the central role of microorganisms in C and N cycling. In this work, we make a broad review of soil microbiological properties of the different uses that exist in agricultural and forest soils to see how these affect soil microorganisms, using parameters such as soil organic carbon (COS), microbial biomass, enzyme activity, etc.

Keywords: clear-cutting, prescribed fires, COS, microbial biomass, enzymatic activity.

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
2. Comunidades microbiológicas del suelo.....	3
3. Usos del suelo.....	8
3.1. SUELO FORESTAL.....	9
3.1.1. Prácticas de manejo	10
3.1.1.1. Clareos.....	11
3.1.1.2. Quemadas prescritas.....	12
3.1.1.3. Pastoreo	13
3.1.1.4. Tala	14
3.2. SUELO AGRÍCOLA	15
3.2.1. Prácticas de manejo convencionales.....	15
3.2.1.1. Labranza intensiva o convencional	15
3.2.1.2. Uso de fertilizantes y pesticidas	16
3.2.2. Prácticas de manejo sostenible	18
3.2.2.1. Laboreo mínimo	18
3.2.2.2. Uso de fertilizantes orgánicos	18
4. Efecto del cambio de uso del suelo en las propiedades del suelo.....	20
4.1. CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	21
4.2. BIOMASA MICROBIANA	22
4.3. ACTIVIDAD MICROBIANA	23
4.3.1. Respiración edáfica.....	23
4.3.2. Actividades enzimáticas	23
4.4. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS.....	24
4.4.1. Hongos.....	24
4.4.2. Bacterias	25
4.4.3. Diversidad microbiana.....	26
5. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA.....	26
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Grupo de microorganismos involucrados en los diferentes procesos del ecosistema (adaptación de Van der Heijden et al., 2008).	6
--	---

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática del impacto de los microorganismos del suelo en la adquisición de nutrientes y productividad de las plantas en los ecosistemas naturales (esquema extraído de Van der Heijden et al., 2008).	7
Figura 2. Ejemplo de clareo en Sierra de Mariola (Alicante). Foto de J. Mataix-Solera, 2017.	12
Figura 3. Tratamiento silvícola (quema prescrita). (Imágenes extraídas de Alcañiz et al., 2016).	13
Figura 4. Suelo con uso de pastoreo. Foto cortesía de X. Úbeda (2022).	14
Figura 5. Suelo sometido a laboreo convencional, uso de herbicidas y actualmente cambiando el cultivo. Elche, Alicante. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021.	17
Figura 6. Suelo sometido a laboreo convencional, uso de herbicidas y actualmente sin cultivo en el que se puede apreciar encostramiento y sellado superficial. Mutxamel, Alicante. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021.	17
Figura 7. Viñedo en cultivo ecológico con aporte de estiércol, laboreo mínimo, y mantenimiento de cubierta vegetal en Moixent, Valencia. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021.	19

1. INTRODUCCIÓN

Según el Diccionario Multilingüe de la Ciencia del Suelo, el suelo puede ser definido como *“Cuerpo natural que se ha formado en la superficie terrestre, tiene por componentes materiales minerales (menores o iguales a 2 mm), fragmentos de roca (mayores de 2 mm) y materiales orgánicos. En su espacio poroso puede contener líquidos, gases y organismos vivos. Tiene aptitud para: 1) sustentar los ecosistemas terrestres al permitir el crecimiento de las plantas y otros organismos, a los que suministra nutrientes, oxígeno, agua y anclaje o, en su caso, hábitat; y 2) desarrollar un conjunto de funciones ambientales y proveer servicios ecosistémicos”* (Porta, s.f.).

La biodiversidad del suelo la podemos definir como la variedad de la vida bajo la superficie del suelo, desde genes y especies hasta las comunidades que éstas forman, así como los complejos ecológicos a los que contribuyen y pertenecen, desde microhábitats hasta paisajes (Scow et al., 2020). Es esencial para la mayoría de los servicios ecosistémicos provistos por los suelos que benefician a las especies del suelo y sus múltiples interacciones (bióticas y abióticas) en el medio ambiente. De la misma forma, sustenta la mayor parte de las formas de vida sobre la superficie a través de vínculos cada vez mejor comprendidos entre la superficie y debajo de ella (Scow et al., 2020).

La biodiversidad del suelo sustenta la salud humana, tanto directa como indirectamente, mediante la regulación de las enfermedades y la producción alimentaria, suprimiendo los organismos del suelo que causan enfermedades y proporcionando aire, agua y alimentos limpios. Sin embargo, las malas prácticas de manejo del suelo y los cambios ambientales están afectando a las comunidades microbianas edáficas a nivel mundial, y las disminuciones resultantes de la biodiversidad del suelo reducen y menoscaban estos beneficios (Scow et al., 2020; Wall et al., 2015).

El cambio global es sin duda una de las mayores amenazas para la biodiversidad del suelo. Algunos impulsores de este cambio global son el cambio climático, con aumentos en las emisiones de CO₂, aparición de especies invasivas y cambios en el uso del suelo (FAO et al., 2021). Alguna de las preocupaciones clave de los impactos del cambio global

incluyen la posibilidad de una desconexión entre las comunidades aéreas y subterráneas, cambios en la retroalimentación suelo-planta, efectos negativos de la pérdida de biodiversidad del suelo en la resistencia y resiliencia del funcionamiento del ecosistema a la perturbación y disminución de la capacidad de los ecosistemas para adaptarse al cambio ambiental (FAO et al., 2021; Wall et al 2015).

De los múltiples impulsores de los cambios en la biodiversidad, el cambio de uso del suelo se espera tendrá el mayor efecto sobre los ecosistemas terrestres en el próximo siglo (Hansen et al., 2012). El papel de la biodiversidad del suelo en el funcionamiento de los ecosistemas y por ende de los servicios que presta a estos, puede verse amenazado fuertemente por las actividades humanas mediante los cambios de uso del suelo. Entre las mayores amenazas para la biodiversidad del suelo en las futuras décadas figuran la deforestación, intensificación agrícola, la contaminación, incendios forestales, entre otros (FAO et al., 2021). En especial, las amenazas que implican el cambio de uso cambio de uso del suelo tienen en general un impacto negativo en la microbiota del suelo, mesofauna y macrofauna (Tibbett et al., 2020), actuando sobre la dinámica de la población de especies individuales a través de cambios en las tasas de nacimiento, muerte y movimientos (Hansen et al., 2012).

Algunas de las consecuencias del cambio de uso del suelo son mucho menos visibles, porque no involucran hábitats, sino a los organismos dentro de los hábitats. A menudo resultan en cambios en el número y distribución de especies nativas, así como en la introducción de especies exóticas y patógenas. Como resultado, las interacciones bióticas (competencia, depredación, enfermedades o parasitismo) entre especies cambian y los rasgos del ecosistema se alteran (Hansen et al., 2012).

Con el objetivo de conocer cómo afectan los distintos cambios de uso del suelo más habituales en nuestra área Mediterránea en la biodiversidad y a las distintas propiedades del suelo, en especial a las microbiológicas, se ha realizado una revisión bibliográfica en busca de la información actual más relevante. Para ello, primero se revisan las distintas propiedades microbiológicas del suelo, incluyendo sus componentes principales y funciones, para a continuación, ilustrar los distintos tipos de cambios de uso del suelo más comunes en nuestro entorno, y por tanto que necesitan de mayor estudio, para acabar explicando de forma detallada cómo afectan estos

cambios en las principales propiedades del suelo relacionadas con la biodiversidad del mismo. Este tipo de trabajo es necesario para conocer en profundidad a qué amenazas nos enfrentamos y así poder plantear mejores estrategias de actuación frente a los peligros de la pérdida de biodiversidad.

2. COMUNIDADES MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO

El suelo alberga una comunidad biológica muy compleja y dinámica (Barrios, 2007; Nannipieri et al., 2003). La microbiota representa una enorme reserva de biodiversidad con varios miles de millones de microorganismos tanto procariotas como eucariotas, los cuales corresponden a numerosos taxones diferentes (Orgiazzi et al., 2012):

- Archaea: las arqueas son un dominio de organismos procariotas unicelulares con similitudes morfológicas y funcionales a las bacterias (Pfeifer et al., 2021). Habitan casi todos los entornos de la Tierra y algunas de estas son consideradas extremófilas: habitan en ambientes con condiciones extremas (ya sea de temperatura, salinidad etc.) dónde es prácticamente inhabitable para la mayoría de los organismos (Garzón Pinto, 2017).
- Bacterias: es el grupo de organismos más abundante en el suelo. Son seres unicelulares y procariotas que pueden ser heterotróficas (obtienen su energía a partir de sustancias orgánicas complejas) o autotróficas (obtienen su energía a partir de sustancias minerales). También las hay que fijan el nitrógeno del aire y otras que consumen el nitrógeno fijado (Acosta, 2007).
- Hongos: después de las bacterias es el grupo de microorganismos más abundante en el suelo (Acosta, 2007). Funcionan como descomponedores, patógenos y mutualistas de micorrizas. Estas son la simbiosis entre hongos específicos del suelo y las raíces de plantas superiores. Existen dos tipos de micorrizas: endomicorrizas y ectomicorrizas (Barrios, 2007).
- Algas: plantas microscópicas productoras de clorofila. Son abundantes en la superficie del suelo y su presencia depende de la cantidad de agua del mismo, puesto que son más abundantes en suelos húmedos (Acosta, 2007).

Los microorganismos del suelo son extremadamente diversos, y contribuyen a una amplia gama de servicios ecosistémicos que son esenciales para que tanto los

ecosistemas naturales como los manejados cumplan correctamente sus funciones (Barrios, 2007). Uno de los servicios de gran relevancia para los ecosistemas, y especialmente para los sistemas agrícolas, es el impacto que tienen los microorganismos del suelo en la productividad y rendimiento de los cultivos, ya que forman relaciones mutualistas o patógenas con las plantas. Otras funciones importantes son la participación directa o indirecta en los ciclos de carbohidratos y nutrientes, la formación de la estructura del suelo o interacciones entre la red alimentaria del ecosistema del suelo (Barrios, 2007; Van Der Heijden et al., 2008).

Una de las posibles maneras de clasificar la biodiversidad del suelo es en función del papel que desarrollan en el ecosistema, ya que es interesante saber de qué forma interactúan los organismos con el ecosistema, las funciones que aportan y por tanto su utilidad en el sistema. Así consideramos los siguientes grupos funcionales según Barrios (2007):

Microsimbiontes: Una amplia gama de microorganismos del suelo (organismos fijadores de N, micorrizas) que forman asociaciones simbióticas con las plantas y pueden estimular la productividad de estas al suministrarles nutrientes limitantes (Van der Heijden et al., 2008). Una de estas asociaciones es la que realizan las plantas con las bacterias fijadoras de nitrógeno (N). Esta asociación es importante a la hora de regular la productividad de las plantas ya que estas no pueden fijar el N atmosférico y es mediante la fijación biológica de nitrógeno como las plantas reciben el suministro de N necesario (Barrios 2007; Van der Heijden et al., 2008).

Otro grupo importante de simbiontes de plantas que mejoran la productividad de las plantas al suministrar nutrientes limitantes son los hongos micorrízicos (Alguacil et al., 2008). Los hongos micorrízicos proporcionan resistencia a las enfermedades, a la sequía (Orgiazzi et al., 2012; Van der Heijden et al., 2008), mejoran la estructura del suelo, protegen a las plantas de patógenos y del estrés abiótico (Alguacil et al., 2008). A parte de esto, la función más importante de los hongos micorrízicos es la de suministrar nutrientes limitantes (nitrógeno, fósforo, cobre, hierro y zinc) a la planta a cambio de carbono. Al igual que ocurre con las bacterias fijadoras de nitrógeno, sin los hongos micorrízicos, las raíces no obtendrían los nutrientes necesarios (Barrios 2007; Van der Heijden et al., 2008). Los grupos más abundantes e importantes de hongos micorrízicos

son los hongos micorrízicos arbusculares, hongos ectomicorrízicos y los hongos micorrízicos ericoides (Van der Heijden et al., 2008).

Descomponedores: La descomposición de materiales orgánicos en moléculas más simples es uno de los servicios ecosistémicos más importantes que realizan los organismos del suelo (degradadores de celulosa y lignina). El 90% es realizado por bacterias y hongos siendo los hongos los dominantes en esta función (Barrios, 2007). La descomposición de compuestos complejos, como celulosa o lignina, es considerada una degradación química vía enzimas producidas por bacterias y hongos y en menor medida por protozoos (Orgiazzi et al., 2012).

Transformadores elementales: la actividad de los microorganismos nitrificantes y desnitrificantes en el suelo es responsable de grandes pérdidas de N tanto en los ecosistemas naturales como en los manejados. Para que un ecosistema sea sostenible, debe mantener un equilibrio general de nutrientes (Barrios, 2007). Como se ha mencionado anteriormente, cuando hay déficit de N, se produce la fijación biológica de nitrógeno. Sin embargo, cuando el N es excedente, se produce la desnitrificación (reducción de nitrato a través de nitrito y óxido nítrico, a óxido nitroso mediante un proceso respiratorio en condiciones de limitación de oxígeno). Mediante este proceso se libera a la atmósfera distintas formas de nitrógeno gaseoso (Pastorelli et al., 2011, Van der Heijden et al., 2008). Por otra parte, las bacterias nitrificantes y las arqueas facilitan la lixiviación de nitrógeno al transformar el amonio en nitrato, el cual es mucho más móvil en el suelo (Van Der Heijden et al., 2008).

Ingenieros de ecosistemas del suelo: no se van a desarrollar puesto que el estudio está centrado en los microorganismos y estos no entran dentro de este grupo, pero es interesante mencionarlos puesto que tienen una gran importancia en la estructuración del suelo (lombrices de tierra, termitas, etc...).

Plagas y enfermedades transmitidas por el suelo: Las plagas y enfermedades por parte de los parásitos de las plantas causan enormes pérdidas, por ejemplo, en los cultivos. Para que exista una red trófica diversa que mantenga las plagas y enfermedades bajo control mediante competencia, depredación o parasitismo es necesario que la comunidad del suelo sea saludable. Un ecosistema del suelo que tenga por ejemplo una

mala nutrición es más susceptible a los ataques de plagas y enfermedades. Por todo esto es tan importante los ciclos de C, N, P etc. (Barrios, 2007).

Microreguladores: como se ha mencionado en el apartado anterior, son los microorganismos encargados de mantener las plagas y enfermedades bajo control mediante competencia, depredación o parasitismo (Barrios, 2007).

En conclusión, tal y como afirma Grosso et al. (2018), “La microbiota representa un vínculo entre la vegetación dominante y los procesos de los ecosistemas.”

Tabla 1. Grupo de microorganismos involucrados en los diferentes procesos del ecosistema (adaptación de Van Der Heijden et al., 2008).

Proceso del ecosistema	Grupo de microorganismos involucrados
Ciclo del carbono	
Productividad de la planta	Bacterias fijadoras de nitrógeno, hongos micorrízicos, patógenos microbianos
Descomposición	Bacterias, hongos
Ciclo del nitrógeno	
<u>Adquisición de nitrógeno por la planta</u>	
Fijación de nitrógeno	Rizobios, actinomicetos, bacterias de vida libre
Absorción del suelo	Hongos micorrízicos
<u>Pérdida de nitrógeno</u>	
Desnitrificación	Bacterias desnitrificantes y algunos hongos
Lixiviación mejorada debido a la nitrificación	Bacterias nitrificantes, Archaea
Ciclo del fósforo	
Adquisición de fósforo por la planta	Hongos micorrízicos; Bacterias solubilizantes de P
Regulación de la diversidad vegetal	
Estimulación de la diversidad vegetal	Hongos micorrízicos arbusculares, rizobios
Reducción de la diversidad vegetal	Hongos micorrízicos arbusculares

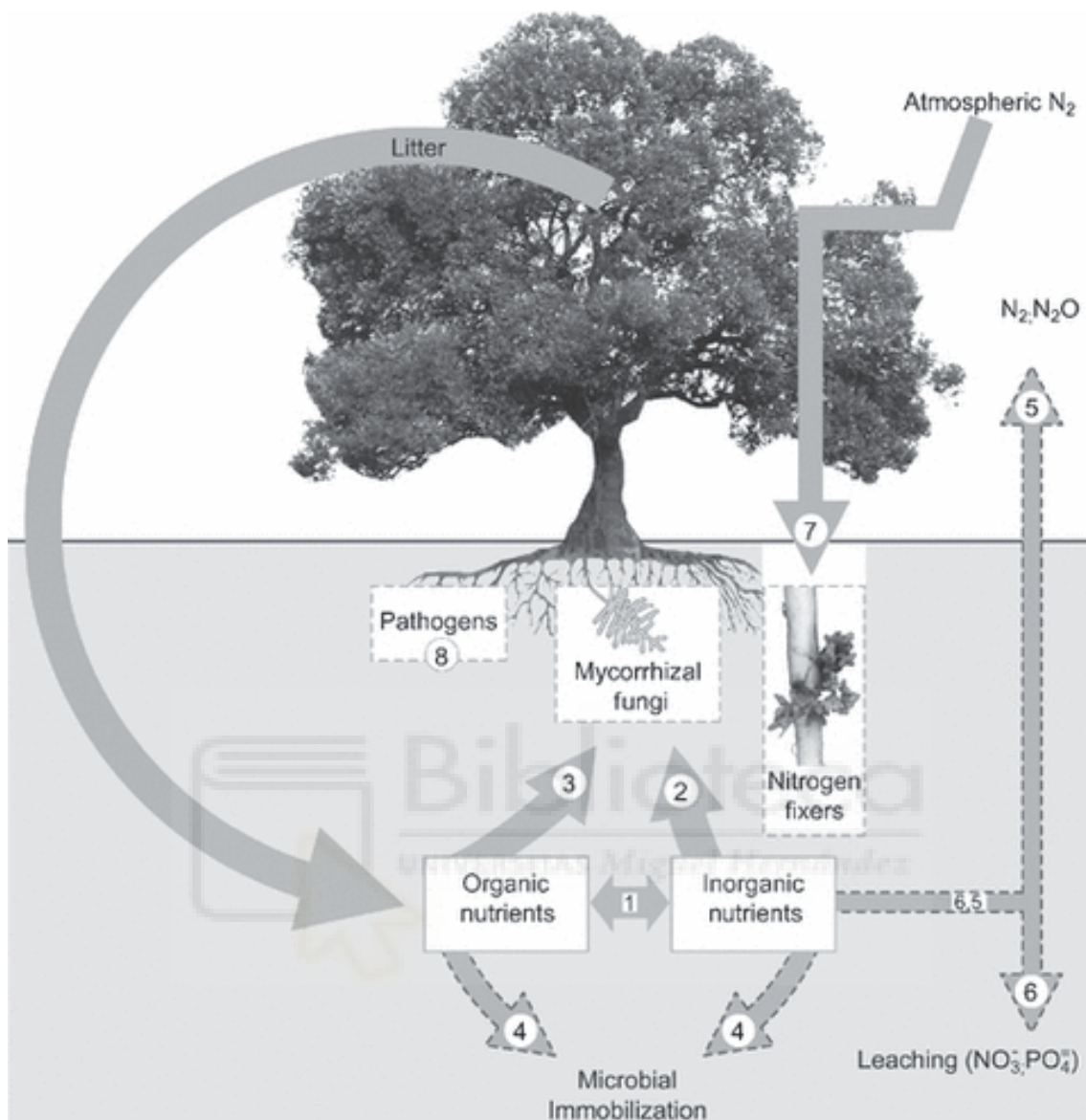


Figura 1. Representación esquemática del impacto de los microorganismos del suelo en la adquisición de nutrientes y productividad de las plantas en los ecosistemas naturales (esquema extraído de Van der Heijden et al., 2008).

A modo esquemático de los procesos que ocurren en un ambiente natural en la relación microorganismos del suelo y planta, la descomposición de materiales orgánicos tanto animales como vegetales por parte de bacterias y hongos (en la figura 1, relativo al proceso 1) provoca que los nutrientes producidos puedan ser: absorbidos por los hongos micorrízicos arbusculares (2) y las raíces de las plantas o bien, sean inmovilizados en

biomasa microbiana y materia orgánica recalcitrante (4). Los hongos ectomicorrízicos y los hongos micorrízicos ericoides también tienen acceso a nutrientes orgánicos y entregan estos nutrientes a sus plantas hospedantes (3). Algunas plantas también pueden adquirir nutrientes orgánicos directamente, aunque no los necesarios para tener una productividad sostenible. Por otra parte, los nutrientes también se pueden perder del suelo a la atmósfera debido a la desnitrificación del amonio en gas di-nitrógeno u óxidos de nitrógeno por bacterias desnitrificantes (5) o cuando las bacterias nitrificantes y las arqueas facilitan la lixiviación de nitrógeno al transformar el amonio en nitrato (6), que es mucho más móvil en suelo. Las bacterias fijadoras de nitrógeno (tanto de vida libre como simbióticas) transforman el gas nitrógeno en amonio (7), poniéndolo a disposición de las plantas y mejorando su productividad. Finalmente, los patógenos microbianos atacan a las plantas y pueden reducir la productividad de las mismas (8).

3. USOS DEL SUELO

Desde hace siglos los bosques de la región montañosa de la cuenca mediterránea se han visto sometidos a grandes actuaciones por parte del hombre para transformar el suelo forestal en suelo agrícola, mediante la implementación de cultivos. Estos cultivos están inmersos en el paisaje del bosque mediterráneo, formando un mosaico paisajístico donde contrasta muy bien el suelo agrícola con el forestal (Zornoza et al., 2009). A pesar de que esta actividad ha traído beneficios económicos a la región mediterránea, también ha generado graves problemas para los suelos debido en algunos casos a prácticas no respetuosas con el suelo y por lo tanto no sostenibles, como la plantación de cultivos en laderas sin aterrazar, manteniendo gran proporción de suelo desnudo, con labranza convencional y a favor de pendiente, y a las condiciones climáticas que se dan en la región mediterránea (Fernández-Romero et al., 2014; Vázquez et al., 2020).

En las últimas décadas, la mayoría de los cultivos en terrazas situados en las laderas de los bosques mediterráneos han sido abandonados debido a una baja productividad, la industrialización y el desarrollo del turismo, y como consecuencia, las antiguas terrazas han sido recolonizadas por el bosque (Chrenková et al., 2014).

3.1. Suelo forestal

El suelo forestal está formado principalmente por estrato arbóreo, el cual domina sobre los restantes estratos, el arbustivo, herbáceo y lianoide. Todo el conjunto denominado bosque es considerado una compleja organización dinámica y en equilibrio con el medio, donde se producen complejas inter-relaciones entre los diferentes estratos y especies que lo integran (Sobrino y Del Monte, 2015).

La vegetación típica es la esclerófila y xerófila. Son bosques semicaducifolios (cuentan con plantas de hoja perenne y de hoja caducifolia) donde predomina el pino carrasco (*Pinus halepensis*), el pino piñonero (*Pinus pinea*), la sabina (*Juniperus thurifera*) o la encina (*Quercus ilex*), la cual es considerada la especie dominante. De la misma forma aparecen especies como las jaras (*Cistus albidus*), el romero (*Salvia rosmarinus*) y el tomillo (*Thymus vulgaris*) (Marañón, 1997; Sobrino y Del Monte, 2015). El bosque mediterráneo se caracteriza por un clima con inviernos fríos y lluviosos seguidos de duras sequías durante los meses de verano, lo que provoca la acumulación de combustible en verano y, por tanto, que los incendios sean frecuentes en estas zonas, dada la alta probabilidad de ignición y dispersión del fuego. Esto hace que muchas de las especies mediterráneas estén adaptadas al fuego y sean capaces de sobreponerse a esta perturbación (Pausas et al., 2009).

Cuando un bosque no está influenciado por las actividades humanas y no hay una alteración significativa de los procesos ecológicos, se regenera naturalmente por especies nativas, y es considerado bosque primario (Mayer et al., 2020). En estos bosques que no sufren ningún tipo de alteración, la microbiota está dominada principalmente por bacterias y hongos (organismos mineralizadores) y algas (organismos productores). Cada uno de estos grupos de organismos tiene funciones específicas en los ciclos de los elementos: degradación de celulosa o almidón, fijación de nitrógeno atmosférico, etc. (Carballas, 2004; Grosso et al., 2018). De la misma forma, los hongos forman asociaciones simbióticas (micorrizas) con las raíces de las plantas superiores, señalando su importancia en la nutrición y crecimiento de los árboles. En resumen, la no alteración del suelo forestal provoca que la supervivencia, desarrollo y diversidad de todos estos organismos se produzca de forma natural, fruto de los factores del suelo como pueden ser humedad, temperatura o aireación entre otros (Carballas,

2004). La supervivencia de las distintas especies de microorganismos se podría explicar siguiendo la estrategia K (nº de individuos que pueden sustentar los recursos de un hábitat (capacidad de carga)) y r (tasa de crecimiento intrínseca de la población). Las K-especies (altos valores de K y bajos de r) se seleccionan por rasgos que favorecen la persistencia de los individuos en condiciones de escasos recursos y alta competencia intraespecífica (poblaciones cerca de su capacidad de carga (K)). Por el contrario, las r-especies tienen las características opuestas. La estrategia K es una adaptación a entornos en los que las condiciones son relativamente estables, lo que da como resultado mecanismos de regulación de la población dependientes de la densidad, mientras que la estrategia r es una adaptación a un entorno variable con altos niveles de recursos (Paul, 2014).

3.1.1. Prácticas de manejo

Los tratamientos de manejo forestal pueden entenderse como perturbaciones que pueden tener una gran influencia en la composición, estructura y biodiversidad del bosque. Las especies se benefician más o menos de los cambios en las condiciones ambientales provocados por las perturbaciones y, por tanto, los diferentes tratamientos silvícolas dan lugar a diferencias en la composición y distribución de las especies. Esto ocurre por ejemplo con el aumento de la disponibilidad de luz debido a los huecos que se crean en el bosque tras los tratamientos silvícolas (Torras y Saura, 2008). La alteración intencional del suelo es una forma común de preparación del terreno que se utiliza en la silvicultura para mejorar el éxito de la regeneración. Esta es la preparación mecánica del sitio mediante actividades como la escarificación por excavación de zanjas con discos, excavación de fosas, arado, etc. Implica eliminar la vegetación pionera y la capa superior de suelo orgánico. Promueve el crecimiento y la supervivencia de las plántulas de árboles debido a la eliminación de la vegetación competidora, por mejorar la temperatura, humedad o aireación del suelo. De la misma forma también aumenta la disponibilidad de nutrientes y reduce los posibles efectos dañinos de insectos y pequeños mamíferos (Mayer et al., 2020). Sin embargo, la alteración intencional del suelo puede ser perjudicial para las propiedades del suelo si se produce de manera intensa y frecuente (González-Rosado et al., 2020).

3.1.1.1. Clareos

El clareo o tala rasa es una de las actividades principales a la hora de hablar de silvicultura. Esta práctica consiste en la eliminación de masa arbórea (disminución de la densidad de árboles por hectárea) y la eliminación de la masa arbustiva con el fin de disminuir la competencia por los recursos disponibles (Sobrino y Del Monte, 2015) Además, esta actividad (junto a los fuegos prescritos) es una práctica que se usa con frecuencia para reducir tanto el riesgo como la gravedad de los incendios forestales, ya que buscan disminuir la cantidad de combustible y por ende, disminuir el riesgo de incendio (Francos et al., 2018). Es probable que el clareo de los bosques cambie las propiedades del suelo y retroalimente la estructura y función de las comunidades microbianas, afectando consecuentemente la regulación microbiana del ciclo del carbono del suelo. Se ha observado que los cambios producidos en actinomicetos y bacterias gram-negativas fueron los principales factores que afectaron la función de la comunidad microbiana del suelo en relación con la descomposición del carbono orgánico del suelo (Wu et al., 2019). Reciente se ha llevado a cabo un estudio en la Sierra de Mariola (Alicante) en la que en 2017 se realizó un tratamiento de clareo en una masa de pinar de regeneración de una zona afectada por el incendio forestal de 1994 y que presentaba una elevada densidad (más de 16000 pies por hectárea). Tras el clareo se redujo a menos de 1000 pies por hectárea (figura 2) y tras un seguimiento durante tres años, los investigadores no encontraron diferencias significativas en las propiedades físicas y químicas del suelo, y de las dos variables microbiológicas estudiadas (respiración edáfica y biomasa microbiana) solo una mostró diferencias con un ligero aumento en la masa forestal clareada (Mataix-Solera et al., 2021). Los investigadores apuntan a una mayor entrada de agua y calor en el suelo al haber menos interceptación por parte de la vegetación.



Figura 2. Ejemplo de clareo en Sierra de Mariola (Alicante). Foto de J. Mataix-Solera, 2017.

3.1.1.2. Quemias prescritas

La quema prescrita es otra de las actividades forestales que más afecta a las propiedades microbiológicas del suelo, pero en muchos casos esta afectación es de manera positiva (Alcañiz et al., 2016). En esta práctica, se tiene el control de la intensidad del fuego a través del conocimiento de la carga de combustible, su humedad y cómo los factores ambientales influyen en el comportamiento del fuego. Se introdujo en Europa para controlar los regímenes de incendios mediante la gestión del combustible, contrarrestando la desaparición de las prácticas de gestión forestal que eliminaban biomasa, reduciendo el riesgo general de incendio. Sin embargo, también se ha demostrado que los fuegos prescritos son útiles para regenerar ciertas especies de plantas, mejorar los hábitats de los mamíferos, promover los usos recreativos y facilitar el pastoreo al regenerar pastos (Alcañiz et al., 2016; Pereira et al., 2011).

La quema prescrita tiene el potencial de afectar a los microorganismos del suelo (hongos, bacterias...) debido al efecto directo del calor o al efecto indirecto debido a

cambios en las propiedades químicas o físicas del suelo. Las quemas pueden ser perjudiciales para la comunidad biótica, particularmente cuando se aplica repetidamente en la misma área. Sin embargo, cuando la quema se encuentra dentro de ciertas prescripciones (bajas temperaturas o alto contenido de humedad del suelo) los efectos en la biota del suelo son mucho más suaves (Catalanotti et al., 2018).



Figura 3. Tratamiento silvícola (quema prescrita). (Imágenes extraídas de Alcañiz et al., 2016).

3.1.1.3. Pastoreo

Uno de los tratamientos silvícolas por excelencia es el pastoreo. Este consiste en la cría de ganado en las dehesas o pastizales, aprovechando las hierbas bajas como alimento para los animales. Tanto el clareo como las quemas prescritas descritas anteriormente pueden servir como punto de partida para la formación de estos pastizales (Sobrino y Del Monte, 2015).

Junto con el fuego, el pastoreo del ganado es la herramienta más antigua de gestión de la vegetación, generando y conservando ecosistemas y controlando dinámicas no deseables de la vegetación: control de plantas invasoras, prevención de incendios mediante la reducción de la biomasa combustible, etc. (Mora et al., 2014).

El pastoreo tiene efectos positivos indirectos sobre la productividad del ecosistema. Estos efectos son el resultado de la recirculación más eficiente de nutrientes a través de la vía de excretas animales y, en algunos casos, de las mejoras en la calidad de la hojarasca vegetal y la descomposición de las plantas tras el pastoreo. El ciclo acelerado de nutrientes en los pastizales que son pastoreados también puede estar relacionado

con un aumento en el suministro de carbono del suelo, lo que, a su vez, aumenta la biomasa microbiana edáfica y su actividad (Bardgett et al., 2001).



Figura 4. Suelo con uso de pastoreo. Foto cortesía de X. Úbeda 2022).

3.1.1.4. Tala

Desde hace décadas se empezaron a explotar los bosques para obtener diferentes recursos como madera mediante la denominada tala rasa (Mayer et al., 2020; Zornoza et al., 2009). Esta es la práctica de aprovechamiento más común en todo el mundo, principalmente con fines económicos. Cuando la tala es muy grande, pudiendo pasar a denominarse deforestación, tiene unos efectos verdaderamente negativos para los suelos forestales. Estos van desde una gran pérdida de biodiversidad hasta una gran aridez del suelo, para finalmente generar una erosión en el suelo, transformando a este en tierras no productivas (Mayer et al., 2020).

Después de esta tala masiva de árboles, el suelo se queda repleto de los restos procedentes de los árboles (hojas, pequeños tallos, madera muerta, raíces...), que en

parte puede servir como materia orgánica para estos suelos una vez transformados e incorporados al suelo (Mayer et al., 2020).

3.2. Suelo agrícola

El cambio de suelo forestal a suelo agrícola es un cambio de uso de la tierra provocado por la necesidad antropogénica de producir cultivos para asegurar el desarrollo humano (Fernández-Romero et al., 2014). En la región mediterránea, inmersos en el terreno forestal se encuentran tierras destinadas a la producción agrícola. Estas se encuentran mayoritariamente dispuestas en terrazas o bancales y son principalmente destinadas a la producción de almendra, oliva, hortalizas, frutales o cereal (Zornoza et al., 2009).

El manejo de tierras agrícolas es una de las actividades antropogénicas más importantes que altera en gran medida las características del suelo, incluidas las propiedades físicas, químicas y biológicas. Este hecho es especialmente relevante en los entornos mediterráneos, donde un manejo inadecuado del suelo junto con las limitaciones climáticas (precipitaciones escasas e irregulares y frecuentes períodos de sequía) pueden contribuir a un aumento de las tasas de erosión y otros procesos de degradación del suelo (García-Orenes et al., 2010; 2013). Estas condiciones pueden provocar una pérdida de la fertilidad y una reducción de la abundancia y diversidad de los microorganismos del suelo. El manejo agrícola influye en la microbiota edáfica y los procesos microbianos del suelo al cambiar la cantidad y calidad de los residuos vegetales que se incorporan al suelo y su distribución espacial, a través de cambios en los nutrientes y los insumos (Christensen, 1996).

3.2.1. Prácticas de manejo convencionales

3.2.1.1. Labranza intensiva o convencional

La labranza intensiva o laboreo convencional implica la perturbación física de los horizontes superiores del suelo, afectando a la estructura edáfica (agregación) (Eleftheriadis, 2016). Esta labranza se realiza con arado de vertedera o rastra de discos (Fernández-Romero et al., 2014) y conduce a una potencial erosión y degradación del suelo. De la misma forma, el uso recurrente de la labranza intensiva tiene un efecto negativo en la materia orgánica del suelo, ya que acelera la descomposición de esta por encontrarse más aireada, más expuesta a los microorganismos, lo que estimula en mayor medida los procesos de oxidación de la misma (González-Rosado et al., 2020;

Panettieri et al., 2020). Por tanto, los suelos sometidos a alteraciones de labranza son más susceptibles a la reducción de la microbiota del suelo debido a la desecación, destrucción mecánica de la estructura edáfica, compactación del suelo, reducción del volumen de poros y la dificultad para los organismos de acceder a sus recursos (García-Orenes et al., 2013).

3.2.1.2. Uso de fertilizantes y pesticidas

Anualmente, una gran cantidad de productos químicos sintéticos se aplican a los suelos como fertilizantes y pesticidas. Los pesticidas y herbicidas son una solución muy fácil, rápida y económica para controlar las “malas” hierbas y las plagas de insectos, sin embargo, han contaminado casi todas las partes de nuestro medio ambiente, y sus residuos se encuentran en el suelo, las aguas, y en el aire (Sharma y Singhvi, 2017). Los fertilizantes inorgánicos sintéticos aumentan la eficiencia del cultivo y obtienen una mejor calidad de recuperación del producto en las actividades agrícolas. Sin embargo, los fertilizantes inorgánicos contienen principalmente sales de fosfato, nitrato, amonio y potasio, además de distintos metales pesados como Hg, Cd, Cu, Ni etc., por lo que este tipo de fertilización puede afectar a la acumulación de metales pesados en el suelo y el sistema vegetal, siendo absorbidos por las plantas y pudiendo ingresar en la cadena alimentaria. Provoca graves problemas medioambientales ya que conduce a la contaminación del agua, suelo y aire (Savci, 2012).

El uso prolongado de fertilizantes inorgánicos y pesticidas afecta a las propiedades estructurales y funcionales de las comunidades microbianas del suelo y al mismo tiempo crea un desequilibrio de nutrientes en los suelos agrícolas. Estos perturban las comunidades microbianas del suelo en términos de su diversidad estructural y funcional, así como las especies dominantes del suelo. Si bien es cierto que depende del tipo de fertilizante, el tipo de cultivo y la frecuencia con la que se usen estos fertilizantes (Prashar y Shah, 2016).



Figura 5. Suelo sometido a laboreo convencional, uso de herbicidas y actualmente cambiando el cultivo. Elche, Alicante. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021.



Figura 6. Suelo sometido a laboreo convencional, uso de herbicidas y actualmente sin cultivo en el que se puede apreciar encostramiento y sellado superficial. Mutxamel, Alicante. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021

3.2.2. Prácticas de manejo sostenible

Para mejorar o mantener la calidad del suelo y la biodiversidad, es necesario el desarrollo y la implementación de nuevas prácticas agrícolas sostenibles. Estas prácticas son consideradas agricultura de conservación, en la que muchas de estas contribuyen también a la reducción de la erosión del suelo, manteniendo o mejorando la calidad del mismo (García-Orenes et al., 2013).

3.2.2.1. Laboreo mínimo

La labranza de conservación consiste en un laboreo mínimo del suelo. No es tan agresiva como el laboreo convencional y por tanto evita la degradación del suelo, minimiza la erosión y la pérdida de calidad del mismo (Melero et al., 2009). La labranza favorece la aireación de la capa superficial del suelo y rompe la costra superficial en caso de estar presente. La labranza cero y la labranza mínima/reducida son dos de estas prácticas (Alguacil et al., 2008). Los beneficios de este tipo de labranza abarcan desde la mejora de las condiciones fisicoquímicas del suelo (humedad, compactación...) hasta la reducción de costos (maquinaria, combustibles...). A pesar de ello, este tipo de labranza tiene desventajas respecto a la labranza convencional, como es la alta dependencia de herbicidas (la eliminación de hierbas es mucho menor), rendimientos de los cultivos irregulares o mala trabajabilidad del suelo en cultivos bajo manejo sin labranza (Panettieri et al., 2020).

Al contrario que con la labranza tradicional, la microbiota no se ve tan negativamente afectada con estas prácticas más sostenibles. Los microorganismos responden a aumentos en los niveles de materia orgánica, al descenso de la degradación y erosión del suelo, lo que implica aumentos en el carbono, la estabilidad de los agregados, aumentos en la capacidad de retención de agua y una mayor actividad microbiana (García-Orenes et al., 2013).

3.2.2.2. Uso de fertilizantes orgánicos

Cuando un suelo agrícola se encuentra bajo en nutrientes y el mantenimiento de la cosecha se hace difícil, se usan distintos fertilizantes orgánicos para aportar nutrientes. Estos fertilizantes orgánicos pueden ser diferentes tipos de abono: lodos de depuradora, estiércol generado por el ganado e incluso residuos de poda. En cuanto a los residuos

de poda, puede existir un riesgo ambiental, ya que estos residuos pueden actuar como reservorios de hongos, patógenos, insectos y termitas. Por ello, se recomienda evitar el uso de residuos de poda como enmienda del suelo cuando se sospeche una posible infección por algún tipo de patógeno (García-Orenes et al., 2016). La aplicación de residuos orgánicos favorece un aumento del contenido de materia orgánica en el suelo, mejora la estructura y aumenta la biomasa microbiana y la actividad en los suelos. Esta práctica también cambia las comunidades microbianas para responder a los aumentos en el carbono orgánico. Sin embargo, la aplicación repetida de estiércol puede presentar riesgos ambientales, ya que introducen flora microbiana exógena en el suelo y tienen el potencial de alterar la estructura microbiana endógena (García-Orenes et al., 2013).



Figura 7. Viñedo en cultivo ecológico con aporte de estiércol, laboreo mínimo, y mantenimiento de cubierta vegetal en Moixent, Valencia. Fotografía de J. Mataix-Solera, 2021

El manejo de estos suelos puede tener un gran impacto en la salud general de las comunidades microbianas, siendo ampliamente considerado que los enfoques orgánicos y regenerativos confieren un efecto positivo sobre la biología del suelo y, por lo tanto, fomentan un nivel significativamente más alto de actividad biológica debido a la rotación de cultivos, la reducción de las aplicaciones de nutrientes y la eliminación del uso de plaguicidas (Girvan et al., 2003).

4. EFECTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Desde hace décadas, los suelos forestales mediterráneos han sido gestionados mediante prácticas, muchas veces intensivas e inadecuadas, que en muchos casos han afectado negativamente a las propiedades y la calidad del suelo (Mayer et al., 2020).

Los microorganismos del suelo están considerados los mejores indicadores biológicos, ya que poseen el potencial de proporcionar una alerta temprana cuando se ven afectados por cambios sutiles en la calidad del suelo. Son altamente sensibles a las perturbaciones, en parte debido al papel central de los microorganismos en los ciclos del C y N, elementos que suelen verse afectados ante las perturbaciones (Barrios, 2007; Nannipieri et al., 2003).

Los efectos de las prácticas de manejo en el suelo ya sean beneficiosos o perjudiciales, están fuertemente vinculados a la actividad microbiana, porque esta regula la calidad y el funcionamiento del suelo debido a su participación en la dinámica de la materia orgánica, el ciclo de nutrientes y los procesos de descomposición. Son distintas las propiedades biológicas medidas en el suelo las que actúan como indicadoras de la calidad del suelo, y por tanto de gran utilidad para evaluar y monitorizar los impactos tras el cambio de uso de suelo. Antes de comenzar con los parámetros microbiológicos debemos incluir al carbono orgánico del suelo ya que éstos están fuertemente vinculados con la materia orgánica edáfica, para posteriormente revisar los efectos en el carbono de la biomasa microbiana, y la actuación de los microorganismos en los ciclos de nutrientes mediante la medida de las actividades enzimáticas y la actividad medida como respiración edáfica. Los cambios en la composición y estructura de las comunidades microbianas son así mismos claves para entender los procesos de cambio en el suelo. Los cambios en la composición de las comunidades microbianas del suelo

son importantes en relación con el mantenimiento de las funciones ecosistémicas del suelo (Lagomarsino et al., 2011).

4.1. Carbono orgánico del suelo

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69,8% del C orgánico de la biosfera (Robert, 2002). El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C dependiendo de su uso y manejo. El carbono orgánico es esencial para la actividad biológica del suelo, ya que proporciona recursos energéticos a los organismos del suelo, mayoritariamente heterótrofos, en forma de carbono lábil. Por otro lado, los organismos del suelo descomponen residuos orgánicos participando activamente en los ciclos de muchos elementos utilizados por las plantas. De la misma forma estos organismos participan en la formación y estabilización de la estructura del suelo y su porosidad, de aquí que el COS sea tan importante (Martínez et al., 2008).

Cambios de uso el suelo que aceleren la degradación del mismo, así como prácticas agronómicas intensivas e irrespetuosas con el suelo, son uno de los principales impulsores de la pérdida de carbono orgánico del suelo y provoca, por lo tanto, un aumento de las emisiones de CO₂ desde el suelo (Vázquez et al., 2020).

La acumulación de carbono orgánico del suelo está controlada por el equilibrio entre las entradas de C vía deposición de la hojarasca, raíces o cualquier material producido por organismos vivos, y la salida a través de la descomposición de la materia orgánica del suelo, emitiendo CO₂ a la atmósfera (FAO, 2017). Por lo tanto, los suelos forestales presentan el contenido más alto de C y N debido a los mayores insumos orgánicos, como resultado de la mayor cobertura vegetal, mayor aporte de exudados radiculares y residuos vegetales, así como a su acumulación a largo plazo en el suelo (Vázquez et al., 2020; Zornoza et al., 2009).

Según Mayer et al. (2020), la conversión de bosque primario a bosque secundario causa una pérdida media de C en el suelo de 7% (promedio de 30 años). Esta conversión se asocia con una etapa de transición del uso de la tierra agrícola, manejada para la extracción de madera y la plantación de especies de árboles productivos, provocando una disminución de las existencias de C del suelo de hasta el 52%.

Según el estudio realizado por Soleimani et al. (2019), el COS del suelo agrícola es aproximadamente un 50% más bajo en comparación con el bosque natural. Esta disminución del COS en el suelo agrícola es debido a las múltiples prácticas agrícolas convencionales de estas tierras. La labranza convencional a corto plazo (3 años) tiene poco efecto en el contenido de COS, y es a partir de los 6-7 años cuando el efecto tiene una relevancia importante (Zhang et al., 2014), aunque esto es muy dependiente de las condiciones ambientales (clima, tipo de suelo, etc.). Los menores contenidos de COS observados tras la labranza convencional se explican por la gran alteración del suelo tras la práctica, donde hay rotura de agregados, una mayor descomposición de materia orgánica al oxidarse tras ser aireada, junto con los escasos aportes de C para contrarrestar esta pérdida (Vázquez et al., 2020).

Las prácticas de agricultura de conservación, como labranza cero o rotación de cultivos se introducen para aumentar el COS del suelo y por ende, mejorar la calidad del suelo. Estas mejoras se pueden observar ya a corto plazo (3 años) (Zhang et al., 2014). De la misma forma, la aplicación de enmiendas orgánicas a corto plazo mejora la calidad del suelo y por ende provoca aumentos del COS del suelo.

4.2. Biomasa microbiana

El uso de parámetros microbianos como el carbono de la biomasa microbiana (CBM) y el nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM) se ha utilizado con éxito para la evaluación del impacto del cambio de uso del suelo en la calidad del mismo bajo condiciones mediterráneas. El éxito viene debido a su rápida respuesta a los cambios de uso del suelo en comparación con la que tiene el carbono orgánico del suelo (Lagomarsino et al., 2011; Vázquez et al., 2020). El CBM es sensible a la deforestación, al abandono de tierras agrícolas y la alteración del suelo por labranza. Esto demuestra que el CBM tiene una tendencia decreciente con el aumento de la intervención humana y la intensificación del uso (Zornoza et al., 2009).

De manera similar, el NBM es otro indicador del cambio de uso del suelo, especialmente conociendo la importancia del N para las plantas y las pérdidas potenciales de N del sistema. Al igual que el CBM, el NBM sigue un patrón decreciente a mayor intervención humana (Vázquez et al., 2020).

4.3. Actividad microbiana

4.3.1. Respiración edáfica

Soleimani et al. (2019) realizó un estudio donde se observó que, a largo plazo, la vegetación arbórea en los ecosistemas forestales puede aportar continuamente restos orgánicos en forma de hojarasca y ramas y aumentar la renovación de las raíces, y con ello, aumentar o mantener el contenido de materia orgánica del suelo, lo que tiene gran importancia en la respiración edáfica, ya que es uno de los principales parámetros que lo controla. Con esto, la respiración microbiana más alta se observó en el bosque natural mientras que en el suelo agrícola la respiración es más baja. Una de las causas de esto es que la actividad microbiana tiene una alta dependencia de un sustrato de C, por lo que la respiración microbiana del suelo aumentará con valores más altos de COS (Hansen et al., 2012).

4.3.2. Actividades enzimáticas

Las actividades de las enzimas juegan un papel clave en el funcionamiento bioquímico de los suelos, incluida la formación y degradación de la materia orgánica del suelo y el ciclo de nutrientes. El conocimiento de las actividades de las enzimas se puede utilizar para describir los cambios en la calidad del suelo debido a su uso y para comprender el funcionamiento del ecosistema del suelo (Acosta-Martínez et al., 2007).

Debido a su importancia, las enzimas son una herramienta para evaluar la calidad del suelo y las afecciones que sufren tras un cambio de uso. Si bien es cierto, no todas las enzimas se encuentran en todos los suelos y según el tipo de enzima que sea, se verá más afectada por una actividad u otra. Así, por ejemplo, las mayores actividades de deshidrogenasas se registran en los suelos forestales, donde el impacto humano es menor y por ello mostrando una mayor acumulación de la materia orgánica del suelo (Błońska et al., 2017; Lagomarsino et al., 2011).

En el estudio llevado a cabo por Moghimian et al. (2017), la actividad ureasa más alta se detectó bajo la cubierta de bosque natural mientras que las más bajas se encontraron en suelos agrícolas en barbecho. La alta actividad de ureasa en bosques naturales es consecuencia de una alta biomasa microbiana y por tanto una alta actividad microbiana, fruto de mayor disponibilidad de recursos. Existe una fuerte correlación positiva entre la ureasa con el pH, N y otros nutrientes, por ellos las condiciones adecuadas de estas

propiedades es un factor importante para aumentar la actividad microbiana y la actividad enzimática. Por el contrario, la reducción de la actividad de la ureasa en los suelos agrícolas es debida a la reducción de residuos orgánicos aportados al suelo y la entrada de nitrógeno en formas inorgánicas por el uso de fertilizantes nitrogenados.

Zhang et al. (2014) realizó un estudio a corto plazo (2 años) sobre cómo afecta la labranza sobre la actividad enzimática. La actividad enzimática es más alta en suelos donde no se practica labranza en comparación con los distintos tipos de labranza, fruto de las diferencias en la proporción relativa de microorganismos aerobios y anaerobios facultativos. La mayor actividad de proteasas, β -glucosidasa y β -glucosaminidasa sugiere una mayor disponibilidad de proteínas, celulosa y quitina respectivamente en estos suelos. Este estudio, concluyó que en su caso de estudio los efectos negativos de la labranza eran a muy corto plazo. Además, se planteó la hipótesis de que las prácticas agrícolas de conservación podrían producir una mayor biomasa microbiana y por ende un aumento de las actividades enzimáticas.

4.4. Estructura de las comunidades microbianas

Como explica Zornoza et al. (2009) en su estudio, la biomasa microbiana tiende a aumentar en la transición desde el abandono agrícola y su paso a suelo forestal, acompañado de aumentos en la riqueza de la comunidad microbiana. La estructura de la comunidad microbiana de los suelos forestales está altamente asociada con el contenido de materia orgánica del suelo. Los microorganismos responden al incremento en de los aportes, implicando incrementos en el contenido de materia orgánica en el suelo, en la disponibilidad de nutrientes y también en la capacidad de retención de agua.

4.4.1. Hongos

Las comunidades de hongos juegan un papel dominante en la descomposición de materia orgánica fresca. En suelos agrícolas abandonados, la cobertura vegetal es más alta que en suelos agrícolas en explotación, lo que incrementa la incorporación de hojarasca al suelo, facilitando el desarrollo de poblaciones de hongos (Dilly y Munch, 2004). El abandono de las prácticas agrícolas (labranza y fertilización, principalmente) conduce a incrementos en la dominancia de hongos a corto plazo. Esto es debido a que las prácticas agrícolas como el laboreo provocan la ruptura de hifas, produciendo un descenso en la abundancia relativa de especies de hongos (Sun et al., 2018). Finalmente,

cuando el campo agrícola es recolonizado por la masa forestal (largo plazo), la abundancia relativa de hongos no aumenta como se esperaría, sino que se mantiene estable, como se pudo observar en el estudio realizado por Zornoza et al. (2009).

En el suelo forestal, también se realizan en determinadas zonas, actividades que provocan cambios en las poblaciones de hongos. Por ejemplo, las quemas prescritas provocan disminuciones en el micelio de hongos durante 2 años, mientras que reduce la densidad de especies de microhongos en 3 meses, según el estudio de Catalanotti et al. (2018), aunque si bien es cierto que estos tiempos dependerán de muchos otros factores como el tipo de suelo, condiciones ambientales etc. De la misma forma, aumenta la abundancia de microhongos del suelo xerotolerantes y estimulados por el calor en pocos meses.

Según el estudio de Wu et al. (2019), el clareo del bosque afecta a las comunidades microbianas del suelo mediante la alteración de los factores fisicoquímicos del suelo. Provoca la variación en el contenido de agua del suelo y pH además de una reducción del carbono orgánico del suelo, lo que lleva a una reducción de la abundancia relativa de hongos a corto plazo. Sin embargo, a medio y largo plazo, la abundancia de hongos aumenta debido a la mejora de las condiciones tras el clareo.

4.4.2. Bacterias

Las bacterias son menos sensibles a las perturbaciones que los hongos, por ello son más abundantes en los suelos agrícolas manejados de manera intensiva, como labrados, fertilizados químicamente, uso de pesticidas, rotación de cultivos etc. Esto es debido a que tienden a dominar los ciclos de descomposición y nutrientes en los suelos que se cultivan y fertilizan (García-Orenes et al., 2013). De la misma manera, la razón de la mayor proporción de bacterias en el suelo agrícola puede ser el resultado de valores de pH más altos en estos suelos en comparación con los suelos forestales (valores altos de pH favorecen el crecimiento de poblaciones de bacterias) (Zornoza et al., 2009).

Algunas actividades forestales como el clareo son perjudiciales a corto plazo para las bacterias. Al igual que ocurre con los hongos, la variación en el contenido de agua del suelo y pH, y la reducción del COS lleva a una reducción de la abundancia de bacterias. A largo plazo, esta actividad es beneficiosa para las bacterias ya que mejoras las

condiciones de vida de las bacterias, al aumentar la humedad y los aportes de materia orgánica (Wu et al., 2019).

Según el estudio de Catalanotti et al. (2018) la comunidad bacteriana, y en especial las bacterias gram-negativas, sufren reducción significativa de su abundancia cuando se aplican quemas prescritas. Para controlar estas reducciones es crucial estimar un tiempo de retorno de las quemas prescritas basándose en los análisis de los efectos del fuego prescrito. Así, observaron que, con tiempos de retorno de 2 años, las reducciones de la abundancia de bacterias eran mucho mayores que con un tiempo de retorno de 4 años.

4.4.3. Diversidad microbiana

La comunidad microbiana del suelo y su diversidad, dos indicadores importantes de la salud del suelo, pueden verse afectados por cambios en el uso del suelo (Kirk et al., 2004). Se ha reportado que la diversidad microbiana del suelo se ve afectada negativamente durante la conversión del bosque natural en agricultura. Esto es así porque la microbiota del suelo se ve alterada debido a los insumos de manejo agrícola, como fertilizantes, herbicidas e irrigación (Yu et al., 2012). Los suelos bajo prácticas agrícolas convencionales se pueden caracterizar por ser suelos muy erosionables y presentar deficiencias en los nutrientes disponibles, particularmente fósforo, debido a su consumo o lixiviado. Estas características probablemente les dan a estos suelos una menor biomasa microbiana y diversidad debido a la limitación de nutrientes y el estrés ambiental (Yu et al., 2012).

5. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA

La importancia del suelo viene dada por su capacidad de sustentar los ecosistemas terrestres y de desarrollar un conjunto de funciones ambientales y proveer servicios ecosistémicos. Es por esto que, provocar cambios en las características y propiedades del suelo puede derivar en efectos tremendamente negativos para la sostenibilidad y funcionalidad del ecosistema. El objetivo de esta revisión bibliográfica fue recopilar toda la información posible sobre cómo afectan los distintos manejos y cambios de uso del suelo a las propiedades de este.

Cuando el suelo (ya sea forestal o agrícola) es alterado de manera antrópica, sus propiedades y cualidades se ven afectadas, en la mayoría de casos de manera negativa.

Se ha observado que cambiar un suelo forestal en uso agrícola, y trabajar este con prácticas convencionales, ya sea mediante laboreo, uso de fertilizantes etc., afecta a las comunidades de bacterias y hongos u otras propiedades del suelo como es el carbono orgánico, de relevancia primordial para el mantenimiento de la microbiota del suelo. Una forma de controlar y reducir el impacto de estas actividades en las propiedades del suelo es usar técnicas de manejo más sostenible, como puede ser el laboreo mínimo o el uso de fertilizantes orgánicos que ayudarán al mantenimiento del carbono orgánico del suelo y las comunidades microbianas, tanto en biomasa como en diversidad.

En cuanto a las actividades silvícolas que se llevan a cabo en masas forestales, la evidencia científica dice que deben realizarse de manera controlada y mediante planes de gestión sostenibles. Realizar una tala indiscriminada puede ocasionar daños irreversibles en las propiedades del suelo y su microbiota, al igual que con quemas no controladas, superando la capacidad de recuperación del suelo. Si estas actividades se hacen de manera idónea, tendrán efectos positivos para el ecosistema a largo plazo.

Cambiar el uso de suelo de forestal a agrícola, normalmente viene dado por temas económicos, principalmente la plantación de árboles frutales, huertos u otros tipos de cultivos. De manera que se limite en mayor medida los efectos perjudiciales para el suelo, es importante que se realicen estudios de impacto ambiental y análisis de esos suelos para evitar unos daños en las propiedades del suelo totalmente irreversibles. De la misma manera, las actividades silvícolas así como las talas de madera con fines madereros, con el fin de proteger la diversidad microbiana y la calidad del suelo, es imprescindible la realización previa de estudios de impacto ambiental donde se plantee una adecuada conservación del suelo.

Por último, el estudio de la diversidad microbiana del suelo y los cambios producidos mediante el cambio de uso de suelo es un tema altamente complejo. El desarrollo de las técnicas de secuenciación masiva en los últimos años ha supuesto un avance la profundidad del estudio de la diversidad microbiana, permitiéndonos monitorear los cambios a niveles taxonómicos y grupos funcionales como indicadores definitivos e

cambio y de resistencia y resiliencia de los ecosistemas al cambio. Es de mayor relevancia seguir estudiando en profundidad la microbiota del suelo, lo cual se torna en especialmente relevante en un contexto de cambio climático en el que los ecosistemas están sometidos a un estrés climático cada vez mayor y para lo cual necesitamos suelos resilientes a las perturbaciones venideras.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., & Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, 35(1), 35-45.
- Acosta, C. (2007). El suelo agrícola, un ser vivo. *Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos*, 3(5), 55-60.
- Acosta, Y., y Paolini, J. (2006). Dinámica de la biomasa microbiana (C y N) en un suelo de la Península de Paraganá tratado con residuos orgánicos. *Multiciencias*, 6(2), 180-187.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., & Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 572, 1329-1335.
- Alguacil, M. M., Lumini, E., Roldan, A., Salinas-García, J. R., Bonfante, P., & Bianciotto, V. (2008). The impact of tillage practices on arbuscular mycorrhizal fungal diversity in subtropical crops. *Ecological Applications*, 18(2), 527-536.
- Bardgett, R. D., Jones, A. C., Jones, D. L., Kemmitt, S. J., Cook, R., & Hobbs, P. J. (2001). Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12-13), 1653-1664.
- Barrios, E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), 269-285.
- Błońska, E., Lasota, J., & Zwydak, M. (2017). The relationship between soil properties, enzyme activity and land use. *Forest Research Papers*, 78(1), 39-44.

- Carballas, M. T. (2004). Microbiología y bioquímica del suelo forestal. Recursos Rurais, Serie Cursos 1: 5-8. 5. Ed.: IBADER. Universidade de Santiago de Compostela.
- Catalanotti, A. E., Giuditta, E., Marzaioli, R., Ascoli, D., Esposito, A., Strumia, S., Mazzoleni, S. & Rutigliano, F. A. (2018). Effects of single and repeated prescribed burns on soil organic C and microbial activity in a *Pinus halepensis* plantation of Southern Italy. *Applied Soil Ecology*, 125, 108-116.
- Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Dlapa, P., & Arcenegui, V. (2014). Long-term changes in soil aggregation comparing forest and agricultural land use in different Mediterranean soil types. *Geoderma*, 235, 290-299.
- Christensen, B. T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In: Powlson D.S., Smith P., Smith J.U. (eds) *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. NATO ASI Series (Series I: Global Environmental Change), vol 38. Springer, Berlin.
- Dilly, O., y Munch, J. C. (2004). Litter decomposition and microbial characteristics in agricultural soil in Northern, Central, and Southern Germany. *Soil science and plant nutrition*, 50(6), 843-853.
- Eleftheriadis, A. (2016). Soil chemical and microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment: The case of wheat (not irrigated) and cotton (irrigated) fields in Filyria, Kilkis, Greece (Tesis doctoral). Universidad de Valladolid, Valladolid.
- FAO, ITPS, GSBI, CDB y CE. 2021. Estado del conocimiento sobre la biodiversidad del suelo - Situación, desafíos y potencialidades. Resumen para los formuladores de políticas. Roma, FAO.
- Fernández-Romero, M. L., Lozano-García, B., & Parras-Alcántara, L. (2014). Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 1-9.

- Francos, M., Pereira, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Alcañiz, M., & Úbeda, X. (2018). How clear-cutting affects fire severity and soil properties in a Mediterranean ecosystem. *Journal of Environmental Management*, 206, 625-632.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, G. & Caravaca, F. (2010). Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 109(2), 110-115.
- García-Orenes, F., Morugán-Coronado, A., Zornoza, R., & Scow, K. (2013). Changes in soil microbial community structure influenced by agricultural management practices in a Mediterranean agro-ecosystem. *PloS one*, 8(11), e80522.
- Garzón Pinto, N. (2017). Filogenia de los seres vivos: dominio Archaea. (Trabajo Fin de Grado Inédito). Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Girvan, M. S., Bullimore, J., Pretty, J. N., Osborn, A. M., & Ball, A. S. (2003). Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Applied and environmental microbiology*, 69(3), 1800-1809.
- González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., Benítez, C., & Lozano-García, B. (2020). Effects of land management change on soil aggregates and organic carbon in Mediterranean olive groves. *Catena*, 195, 104840.
- Grosso, F., Iovieno, P., Alfani, A., & De Nicola, F. (2018). Structure and activity of soil microbial communities in three Mediterranean forests. *Applied Soil Ecology*, 130, 280-287.
- Hansen, A. J., DeFries, R. S., & Turner, W. (2012). Land use change and biodiversity. In *Land change science* (pp. 277-299). Springer, Dordrecht.
- Jordana, R. (1996). Ecología y aspectos funcionales de la biodiversidad en el suelo. *Agricultura ecológica y desarrollo rural. II Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica*, Pamplona, Septiembre 1996.

- Kirk, J.L., Beaudette, L.A., Hart, M., Moutoglis, P., Klironomos, J.N., Lee, H. and Trevors, J.T. (2004). Methods of studying soil microbial diversity. *Journal of microbiological methods*, 58(2), 169-188.
- Lagomarsino, A., Benedetti, A., Marinari, S., Pompili, L., Moscatelli, M. C., Roggero, P. P., Lai, R., Ledda, L. & Grego, S. (2011). Soil organic C variability and microbial functions in a Mediterranean agro-forest ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 47(3), 283-291.
- Lumini, E., Orgiazzi, A., Borriello, R., Bonfante, P., & Bianciotto, V. (2010). Disclosing arbuscular mycorrhizal fungal biodiversity in soil through a land-use gradient using a pyrosequencing approach. *Environmental microbiology*, 12(8), 2165-2179.
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.
- Mataix-Solera, J., Palomar, A., Arcenegui, V., García-Orenes, F., García-Carmona (2021). Does clear-cutting affect soil properties in a short-term? EUROSOIL 2021. Geneve, (Switzerland) 23-27 august 2021.
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J. A., Vanguelova, E. I. & Vesterdal, L. (2020). Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.
- Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J. M., & Moreno, F. (2009). Conservation tillage: Short-and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 104(2), 292-298.
- Moghimian, N., Hosseini, S. M., Kooch, Y., & Darki, B. Z. (2017). Impacts of changes in land use/cover on soil microbial and enzyme activities. *Catena*, 157, 407-414.
- Mora, M. J., Maestro, G., & Busqué, J. (2014). El pastoreo: una herramienta de gestión del territorio. *Gestión y Conservación*, Locustella VIII, p 62-69
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M., Landi, L., Pietramellara, G., & Renella, G. (2003). Microbial diversity and soil functions. *European journal of soil science*, 54(4), 655-670.

- Orgiazzi, A., Lumini, E., Nilsson, R. H., Girlanda, M., Vizzini, A., Bonfante, P., & Bianciotto, V. (2012). Unravelling soil fungal communities from different Mediterranean land-use backgrounds. *PloS one*, 7(4), e34847.
- Panettieri, M., de Sosa, L. L., Domínguez, M. T., & Madejón, E. (2020). Long-term impacts of conservation tillage on Mediterranean agricultural soils: shifts in microbial communities despite limited effects on chemical properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 304, 107144.
- Pastorelli, R., Landi, S., Trabelsi, D., Piccolo, R., Mengoni, A., Bazzicalupo, M., & Pagliai, M. (2011). Effects of soil management on structure and activity of denitrifying bacterial communities. *Applied Soil Ecology*, 49, 46-58.
- Paul, E. A. (2014) *Soil microbiology, ecology, and biochemistry: an exciting present and great future built on basic knowledge and unifying concepts*. Academic Press, Fort Collins.
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of wildland fire*, 17(6), 713-723.
- Pereira, P., Ubeda, X., Martin, D., Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2011). Effects of a low severity prescribed fire on water-soluble elements in ash from a cork oak (*Quercus suber*) forest located in the northeast of the Iberian Peninsula. *Environmental Research*, 111(2), 237-247.
- Pfeifer, K., Ergal, Í., Koller, M., Basen, M., Schuster, B., & Simon, K. M. R. (2021). Archaea biotechnology. *Biotechnology Advances*, 47, 107668.
- Prashar, P., & Shah, S. (2016). Impact of fertilizers and pesticides on soil microflora in agriculture. In *Sustainable agriculture reviews* (pp. 331-361). Springer, Cham.
- Porta, J. (s.f.). Suelo. En *Diccionario multilingüe de la ciencia del suelo* (DiccMCS). Recuperado en diciembre, 2021, en <https://cit.iec.cat/DMCSE/default.asp>
- Robert, M. (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. En: *Informes sobre recursos mundiales del suelo*. FAO, No. 96.
- Savci, S. (2012). Investigation of effect of chemical fertilizers on environment. *Apacbee Procedia*, 1, 287-292.

- Scow, K., Bardgett, R. D., Pennock, D., Vargas Rojas, R., Singh, B. K., Eisenhauer, N., ... & van der Heijden, M. (2020). State of knowledge of soil biodiversity: Status, challenges and potentialities. FAO report 2020.
- Sharma, N., y Singhvi, R. (2017). Effects of chemical fertilizers and pesticides on human health and environment: a review. *International journal of agriculture, environment and biotechnology*, 10(6), 675-680.
- Sobrinho, E., y Del Monte, J. P. (2015) Los bosques en la España Mediterránea. Departamento de producción vegetal: Botánica y Protección Vegetal. Escuela T.S. de Ingenieros Agrónomo. Madrid.
- Soleimani, A., Hosseini, S. M., Bavani, A. R. M., Jafari, M., & Francaviglia, R. (2019). Influence of land use and land cover change on soil organic carbon and microbial activity in the forests of northern Iran. *Catena*, 177, 227-237.
- Sun, R., Li, W., Dong, W., Tian, Y., Hu, C., & Liu, B. (2018). Tillage changes vertical distribution of soil bacterial and fungal communities. *Frontiers in microbiology*, 9, 699.
- Tibbett, M., Fraser, T. D., & Duddigan, S. (2020). Identifying potential threats to soil biodiversity. *PeerJ*, 8, e9271.
- Torras, O., & Saura, S. (2008). Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255(8-9), 3322-3330.
- Van Der Heijden, M. G., Bardgett, R. D., & Van Straalen, N. M. (2008). The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 11(3), 296-310.
- Vázquez, E., Benito, M., Espejo, R., & Teutschero,va, N. (2020). Response of soil properties and microbial indicators to land use change in an acid soil under Mediterranean conditions. *Catena*, 189, 104486.
- Wall, D. H., Nielsen, U. N., & Six, J. (2015). Soil biodiversity and human health. *Nature*, 528(7580), 69-76.

Wu, R., Cheng, X., & Han, H. (2019). The effect of forest thinning on soil microbial community structure and function. *Forests*, 10(4), 352.

Yu, Y., Shen, W., Yin, Y., Zhang, J., Cai, Z., & Zhong, W. (2012). Response of soil microbial diversity to land-use conversion of natural forests to plantations in a subtropical mountainous area of southern China. *Soil science and plant nutrition*, 58(4), 450-461.

Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Scow, K. M., Arcenegui, V., & Mataix-Beneyto, J. (2009). Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. *Applied Soil Ecology*, 42(3), 315-323.

