

INTERACCIONES ENTRE LA GESTIÓN AGRÍCOLA Y LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO: UNA VISIÓN GENERAL DE LOS CONOCIMIENTOS ACTUALES

**EDITADO POR DIEGO SOTO-GÓMEZ, MERRIT SHANSKIY Y
DAVID FERNÁNDEZ-CALVIÑO**

ABRIL 2022



INTERACCIONES ENTRE LA GESTIÓN AGRÍCOLA Y LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO: UNA VISIÓN GENERAL DE LOS CONOCIMIENTOS ACTUALES

EDITADO POR DIEGO SOTO-GÓMEZ, MERRIT SHANSKIY Y DAVID FERNÁNDEZ-CALVIÑO

ABRIL 2022



Este Ebook es un entregable del WP2: Identification of main challenges in European agricultural cropping systems and data mining del proyecto SoildiverAgro financiado por el programa de investigación e innovación Horizon2020 de la Unión Europea bajo el acuerdo de subvención N°. 817819.

El libro fue revisado por dos revisores externos: Avelino Núñez Delgado (Universidade de Santiago de Compostela) y Alessandra Trinchera (Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria-CREA).

Editado por Universidade de Vigo (UVigo).

Diseñado por Fundacion Empresa Universidad Gallega (FEUGA).

Imagen por Loren Gu. <https://stocksnap.io/photo/green-grass-F7QL500KX9>

1ª edición: noviembre 2020

2ª edición: noviembre 2021

1ª edición castellano: abril 2022



Este proyecto ha recibido financiación del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea bajo el acuerdo de subvención nº 817819



PRÓLOGO

El suelo es un recurso frágil y limitado que tiene un profundo impacto en el bienestar y salud del ser humano al ser fuente fundamental de alimentos y materias primas. Además, el suelo es esencial pues limpia el aire y el agua, y mantiene la biodiversidad. Por estos motivos, el suelo es un sistema que ha adquirido cada vez más relevancia a nivel internacional, siendo necesario dilucidar cómo gestionar nuestros suelos de forma más sostenible. Este objetivo concuerda con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU y con varias iniciativas europeas (por ejemplo, el Pacto Verde Europeo o la estrategia “De la Granja a la mesa”).

El proyecto H2020 SoildiverAgro se centra en la mejora de la biodiversidad del suelo, con el fin de aumentar la fertilidad del mismo y el crecimiento de las plantas y, más concretamente, en el marco del paquete de trabajo 2, este proyecto pretende conocer cuáles son los problemas y retos más acuciantes de la agricultura europea actual. Para ello, se han realizado encuestas y se han organizado grupos de debate con todos los sectores clave relacionados (es decir, investigadores, agricultores, técnicos agrónomos, fabricantes, ONGs, administraciones públicas, asociaciones de consumidores, etc.), los cuales participaron activamente. Gracias a este enfoque multilateral, se han definido los principales problemas de la agricultura europea moderna y, mediante un minucioso proceso de recopilación de datos y revisión bibliográfica, se han identificado las prácticas de gestión más prometedoras.

Este libro ofrece un análisis exhaustivo de varios sistemas de gestión de cultivos que pueden mejorar la producción y la calidad de las cosechas, al tiempo que mejoran la calidad del suelo, utilizando técnicas socialmente aceptables, económicamente viables y respetuosas con el medio ambiente, que favorecen la biodiversidad del suelo (tanto a macro como a microorganismos). Cada capítulo discute un aspecto concreto de la misma.

La importancia de la biodiversidad del suelo es algo que a menudo se pasa por alto en el diseño de los sistemas de cultivo, ya que olvidamos que, tanto ella como sus integrantes, son los impulsores y soporte de las agrotecnologías que mantienen y desarrollan procesos en el suelo.

Con la diversificación de los cultivos (por ejemplo, los cultivos intercalados, los cultivos múltiples, las rotaciones, etc.), y su efecto sobre los macro y microorganismos del suelo, este se convierte en un medio vivo y un ambiente que facilita el funcionamiento del ecosistema agrario tal y como lo conocemos hoy.

Los suelos son muy diversos y requieren métodos de labranza adecuados y específicos para cada lugar. Así, el laboreo tiene un impacto directo como modificador de los hábitats de las comunidades que habitan los suelos cultivados.

El suelo es un sistema funcional complicado, en el que los diferentes grupos de la fauna del suelo están vinculados dentro de la red alimentaria. Si la

red alimentaria tiene suficientes bucles y enlaces, la fauna del mismo es fuerte y se mantiene en equilibrio, y es capaz de mantener el control sobre las poblaciones de hongos patógenos que afectan a determinados cultivos.

Un suelo sano favorece el crecimiento de las plantas, mediado por diferentes tipos de bacterias. También existe una relación directa entre la contaminación del suelo y la biodiversidad del mismo, y hoy en día estamos perdiendo la biodiversidad del suelo debido a la contaminación ambiental general. A menudo no comprendemos la importancia de la pérdida de biodiversidad del suelo, ya que no solemos observarla en nuestra vida cotidiana. En cuanto el medio ambiente se vuelve perjudicial para las especies de la superficie, como las mariposas, las abejas, los koalas, los pájaros, los árboles y las flores, empezamos a darnos cuenta de la magnitud de estos cambios.

Hoy en día, se calcula que la degradación del suelo afecta a más de 7 millones de hectáreas al año. Hemos aumentado el uso de fertilizantes sintéticos y, en algunas zonas, estamos a punto de alcanzar el límite de extracción de recursos. Es por tanto vital gestionar la fertilidad del suelo, en diferentes agroecosistemas, de forma que las plantas y la biodiversidad del mismo puedan interactuar a través de conexiones sólidas, con el fin de sostener el medio ambiente circundante.

Dado que las condiciones climáticas están cambiando, y que nuestros cultivos alimentarios luchan contra un clima cambiante y los brotes aleatorios de patógenos, hay una mayor necesidad de desarrollar sistemas de alerta que permitan la detección temprana de brotes de plagas y patógenos. Las decisiones adecuadas en los campos de cultivo pueden permitir reducir el uso de productos agroquímicos, lo que a la larga contribuirá a un medio ambiente más limpio y a una menor huella ecológica en cuanto a residuos de pesticidas en el entorno. La calidad del suelo es un parámetro que depende de las actividades humanas y de las manipulaciones agrícolas que se le practiquen. El cultivo de cubiertas vegetales tiene ventajas directas sobre la biodiversidad del suelo, a través del uso de diferentes especies vegetales. Algunas de ellas son capaces de reducir el uso de plaguicidas, actuando como cultivos trampa y manteniendo la productividad y la calidad del suelo.

El presente libro incluye todos los temas mencionados en once capítulos, además de un capítulo final dedicado a una revisión y análisis que ayudará a los agricultores a decidir sobre el uso de herramientas de gestión específicas, y a los responsables de la toma de decisiones a entender las soluciones de gestión del suelo adoptadas por parte de los agricultores. Este libro ha sido posible gracias a una colaboración internacional y multidisciplinar entre los sectores agrícolas públicos y privados, a la que los autores están agradecidos.

LOS EDITORES

CONTENIDO

PRÓLOGO	4
CAPÍTULO 1. HACIA LA INTENSIFICACIÓN AGROECOLÓGICA: CONFIANDO EN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO PARA LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS	8
1. INTRODUCCIÓN	10
2. IMPORTANCIA DE LA DIVERSIDAD DEL SUELO EN EL SUMINISTRO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS A LOS AGROECOSISTEMAS	12
2.1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE PROVISIÓN PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	13
2.2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE SOPORTE PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	14
2.3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	15
2.4. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CULTURALES PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	18
3. CONCLUSIONES	20
REFERENCIAS	20
CAPÍTULO 2. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO	25
1. ¿QUÉ SE ENTIENDE POR DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS?	27
2. BENEFICIOS DE LA DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS	28
3. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO: INTERACCIONES BAJO Y SOBRE TIERRA	29
3.1. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y MICROORGANISMOS DEL SUELO	30
3.2. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y FAUNA DEL SUELO	31
4. PUNTO DE VISTA DEL AGRICULTOR	32
5. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	32
REFERENCIAS	33
CAPÍTULO 3. SISTEMAS DE LABOREO QUE AMENAZAN O FOMENTAN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	37
1. TIPOS DE LABOREO Y SUS IMPACTOS	39
2. ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	40
3. EL LABOREO CAMBIA LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	40
3.1. INGENIEROS QUÍMICOS: BACTERIAS Y HONGOS	41
3.2. REGULADORES BIOLÓGICOS: NEMATODOS	42
3.3 INGENIEROS DEL ECOSISTEMA: LOMBRICES DE TIERRA	42
4. LA EXPERIENCIA DE UN AGRICULTOR	43
5. PERSPECTIVAS DE FUTURO EN LA GESTIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	44
REFERENCIAS	45
CAPÍTULO 4. LAS COMUNIDADES DE FAUNA DEL SUELO COMO REGULADORES BIOLÓGICOS DE HONGOS FITOPATÓGENOS	48
1. LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO TIENE DOS CARAS	50
2. LOS ORGANISMOS EDÁFICOS COMO REGULADORES BIOLÓGICOS	51
3. EFECTIVIDAD DE LA FAUNA DEL SUELO PARA COMBATIR FUSARIUM	53
4. FORMACIÓN DE UN EQUIPO PARA AGRICULTURA SOSTENIBLE: AGRICULTORES Y FAUNA DEL SUELO	54
REFERENCIAS	56
CAPÍTULO 5. BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL	58
1. DEFINICIÓN DE BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL	60
2. MECANISMOS DE ACCIÓN Y BENEFICIOS DE LAS BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL (BBPPCV)	61
2.1. FIJACIÓN DEL NITRÓGENO ATMOSFÉRICO	62
2.2. SOLUBILIZACIÓN DEL FÓSFORO	62
2.3. SOLUBILIZACIÓN DEL POTASIO	63
2.4. PRODUCCIÓN DE FITOHORMONAS	63
2.5. EFECTO BIOCONTROL	64
2.6. PRODUCCIÓN DE SIDERÓFOROS	64
2.7. BIORREMEDIACIÓN DEL SUELO	65
2.8. REDUCCIÓN DEL ESTRÉS HÍDRICO	65
3. EL PUNTO DE VISTA DEL AGRICULTOR	65
4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	66
REFERENCIAS	68
CAPÍTULO 6. HONGOS MICORRÍCICOS EN LA AGRICULTURA	72
1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS MICORRIZAS	74

2. EFECTOS DE LOS HONGOS MICORRÍZICOS EN EL CRECIMIENTO Y EN LA SALUD DE LAS PLANTAS, Y EN LA CALIDAD DEL SUELO	75
3. EFECTOS DE LOS HONGOS MICORRÍZICOS SOBRE LOS PATÓGENOS DE LAS PLANTAS Y LA CALIDAD DEL SUELO	77
4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	78
REFERENCIAS	79

CAPÍTULO 7. CONTAMINACIÓN Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO 85

1. INTRODUCCIÓN	87
2. METALES PESADOS	89
3. PESTICIDAS	90
4. CONTAMINANTES EMERGENTES	91
5. ABONOS	92
6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	93
REFERENCIAS	94

CAPÍTULO 8. EFECTO DE LOS SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS USADOS EN LA AGRICULTURA SOBRE LA BIODIVERSIDAD 98

1. INTRODUCCIÓN	100
2. SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS UTILIZADOS EN LA AGRICULTURA	100
2.1. FERTILIZANTES SINTÉTICOS FRENTE A FERTILIZANTES ORGÁNICOS	100
2.2. FUENTES DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS UTILIZADOS EN LA AGRICULTURA EUROPEA	101
3. EFECTOS EN LOS ORGANISMOS EDÁFICOS Y PROVISIÓN ASOCIADA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	103
3.1. ORGANISMOS DEL SUELO	103
3.2. IMPACTO DE LOS SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS MEDIADOS BIOLÓGICAMENTE	104
3.2.1. INGENIEROS QUÍMICOS Y FERTILIDAD DEL SUELO	104
3.2.2. SUPRESIÓN DE ENFERMEDADES	105
3.2.3. INGENIERÍA DEL SUELO	106
3.2.4. MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO	106
4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	107
REFERENCIAS	108

CAPÍTULO 9. SISTEMA DE ALERTA DE PLAGAS PARA LA DETECCIÓN TEMPRANA DE PATÓGENOS 111

1. INTRODUCCIÓN	113
2. GESTIÓN DE ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AIRE	113
3. TÉCNICA DE MUESTREO DEL AIRE UTILIZADA EN ESTUDIOS DE ENFERMEDADES DE LOS CULTIVOS	115
REFERENCIAS	117

CAPÍTULO 10. MEJORA DE LA CALIDAD DEL SUELO CON CUBIERTAS VEGETALES 119

1. INTRODUCCIÓN	121
1.1. PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y FIJACIÓN DE NITRÓGENO DE LAS CUBIERTAS VEGETALES	124
2. CONOCIMIENTO ACTUAL SOBRE LOS IMPACTOS DE VARIAS CUBIERTAS VEGETALES EN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO	125
3. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	128
REFERENCIAS	129

CAPÍTULO 11. USO DE CULTIVOS TRAMPA PARA REDUCIR LOS INSUMOS DE PESTICIDAS EN SUELOS AGRÍCOLAS E INCREMENTAR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO 134

1. INTRODUCCIÓN	136
2. CULTIVOS TRAMPA: VISIÓN GENERAL	136
2.1. CONSECUENCIAS DE LA LOCALIZACIÓN Y DEL MOMENTO DE LA SIEMBRA	137
2.2. CONSECUENCIAS EN LAS PLAGAS	137
2.3. REPULSIÓN Y ATRACCIÓN "PUSH AND PULL"	138
3. CULTIVOS TRAMPA Y BIODIVERSIDAD	139
4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	139
REFERENCIAS	140

CAPÍTULO 12. DECISIONES DE LOS AGRICULTORES CON RESPECTO A LA GESTIÓN DEL SUELO: ENFOQUES PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL, SOCIAL Y ECONÓMICA EN EL ÁMBITO DE LA EXPLOTACIÓN AGRARIA 142

1. INTRODUCCIÓN	144
2. LA DECISIÓN ECONÓMICA DE LOS AGRICULTORES	145
3. MOTORES Y BARRERAS QUE INFLUYEN EN LAS DECISIONES DE LOS AGRICULTORES	146
4. ANÁLISIS AMBIENTAL - ACV	147
5. ANÁLISIS INTEGRAL DE LA SOSTENIBILIDAD EN EL ÁMBITO DE LA EXPLOTACIÓN AGRÍCOLA	147
REFERENCIAS	150

CAPÍTULO 1

HACIA LA INTENSIFICACIÓN AGROECOLÓGICA: CONFIANDO EN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO PARA LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS

Maria J. I. Briones

*Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad
de Vigo, 36310 Vigo, Spain*

RESUMEN

Los suelos agrícolas ocupan aproximadamente un 37% de la superficie terrestre, y se prevé que este porcentaje se incremente en el futuro para satisfacer las futuras demandas de una población mundial en continuo crecimiento. La biodiversidad del suelo es un componente esencial de los suelos cultivados, pero las prácticas de la agricultura intensiva interfieren con la mayoría de las funciones del suelo realizadas por los organismos edáficos. A pesar del papel decisivo que tiene la biota del suelo en la estimulación del crecimiento vegetal y la fertilidad del suelo, es completamente ignorada cuando se diseñan estrategias para proteger el suelo, a la hora de planificar cambios en el uso o la gestión del suelo, o cuando se implementan nuevas políticas de manejo del suelo. Esto se debe a que siempre se ha considerado al suelo como un mero substrato para cultivar alimentos o para construir infraestructuras, y, permanecemos ajenos al hecho de que sin esta biodiversidad subterránea, no podemos mantener los servicios que disfrutamos en la superficie. Este capítulo proporciona datos cuantitativos que demuestran la necesidad de integrar la biodiversidad del suelo en las prácticas agrícolas actuales. La atención se centra en fomentar los “insumos internos” del suelo en vez de incrementar las “entradas externas”, si el objetivo es lograr una producción agrícola más sostenible.

Palabras clave: prácticas agrícolas, biota del suelo, funciones del suelo, amenazas del suelo, sostenibilidad.

1. INTRODUCCIÓN

El éxito de la revolución agrícola permitió un rápido aumento de la población humana gracias a unas prácticas agrícolas más eficientes y, al mismo tiempo, mayores tasas de productividad. La intensificación agrícola es responsable de que más del 80% de los alimentos producidos para consumo humano en todo el mundo procedan de menos de una docena de especies (Herrera y Garcia-Bertrand, 2018). En consecuencia, se ha dado más importancia a proteger los cultivos mediante la aplicación masiva de pesticidas y de fertilizantes minerales, que a mantener el sustrato (el suelo) y los organismos vivos (biodiversidad del suelo) que allí habitan.

La intensificación de los sistemas agrícolas no sólo depende de una mayor cantidad de insumos químicos, sino también del uso de maquinaria pesada como tractores y aperos de labranza (arados, escarificadores, arados cincel, sembradoras, cosechadoras etc.) que aceleran la producción y mantienen la productividad a gran escala. Aunque se ahorra mano de obra, el uso de estos dispositivos causa cambios profundos en el suelo (ej. compactación, disminución del contenido de materia orgánica del suelo, acidificación, salinización y contaminación) que pueden afectar negativamente a las comunidades edáficas, en términos de abundancia, estructura de la comunidad, ciclos vitales y sus interacciones (ej. efectos en la red trófica). Por ejemplo, las prácticas agrícolas intensivas perjudican directamente a los organismos de mayor tamaño (ej. lombrices de tierra, depredadores, colémbolos y ácaros) (ej. Tsiafouli et al., 2015; Briones y Schmidt, 2017; Lago et al., 2019). Como resultado de esto, las comunidades edáficas en estos sistemas intensivos suelen estar dominadas por organismos de pequeño tamaño, como microorganismos y nematodos, y sus poblaciones consisten mayormente en juveniles. Estos efectos sobre las redes tróficas del suelo no sólo dan como resultado un menor número de especies, sino que también pueden causar la desaparición de grupos funcionales clave (grupo de organismos que influyen de forma similar en un proceso), y con ellos también desaparecen los servicios que proporcionan y que hacen que estos agroecosistemas funcionen de forma adecuada.

Según la FAO, aproximadamente dos tercios de las tierras agrícolas se utilizan para cultivos herbáceos (es decir, un tercio para pastizales y praderas permanentes, y un tercio para cultivos permanentes) (Unión Europea, 2015). Debido a que para el año 2050 se espera que la población aumente hasta los diez mil millones (es decir, 10^{10} tal y como se expresa en escala numérica corta), la FAO prevé que la demanda agrícola aumentará en un 50% comparado con el 2013 (FAO, 2017). Debido a esto, o bien habrá que incrementar las tasas de conversión de la tierra, o bien fomentar prácticas de manejo más eficientes y sostenibles para cubrir las futuras demandas de alimentos. Sin embargo, si nos atenemos a los datos históricos que indican que, a pesar del aumento de la población mundial, el área total cosechada se ha mantenido relativamente constante a lo largo del tiempo (FAO, 2018), el futuro aumento de la tasa de producción de cultivos dependerá en gran medida de la intensificación agrícola en los suelos existentes (Kopittke et al., 2019). Esto reducirá la capacidad de los suelos de proporcionar sus muchos servicios ecosistémicos, y por eso se han formulado varias políticas europeas con el objetivo de mantener, restaurar, y donde fuera necesario mejorar, la provisión de dichos servicios. (Schulte et al., 2019).

El concepto de suelos agrícolas de Alto Valor Natural (HNVf por sus siglas en inglés), vincula los sistemas de producción de baja intensidad con el

mantenimiento de niveles altos de biodiversidad (Andersen et al., 2003). Esto significa que, al menos el 10% de las superficies agrarias útiles nacionales, debería gestionarse como una producción de baja intensidad o nula (Pe'er et al., 2017). Sin embargo, la superficie dedicada a HNVf equivale a un tercio del área agrícola utilizada en Europa (European Union, 2012). En el marco del Fondo Agrícola Europeo de Desarrollo Rural (European Agriculture Fund for Rural Development o EAFRD), se elaboró un índice HNVf mediante la aplicación del reglamento 1974/2006/EC con el fin de introducir el problema ambiental en la Política Agrícola Común (PAC) de la UE. Sin embargo, la definición del indicador está sólo basada en la cobertura del terreno y en datos de biodiversidad de áreas protegidas (Natura, 2000), ya que la metodología actual en la mayoría de los Estados Miembros de la UE no está lo suficientemente avanzada como para proporcionar mediciones fiables del estado de las áreas HNVf (Paracchini et al., 2008). Sin embargo, se ha animado a los Estados Miembros de la UE a que continúen desarrollando y perfeccionando las metodologías utilizadas, para que la calidad/estado se pueda incorporar en valoraciones futuras de las HNVf.

Como modelo alternativo, la redistribución de la tierra (land sparing) combina la intensificación agrícola con áreas reservadas para la conservación de la biodiversidad; y por lo tanto, el énfasis se pone en los servicios proporcionados por las áreas protegidas que no pueden ser satisfechos por áreas agrícolas. Dado que la gran mayoría de las evidencias disponibles indican que las especies se benefician más de las actividades menos intensivas, algunos estudios abogan por la redistribución del uso de la tierra como una estrategia muy prometedora para reconciliar una alta productividad agrícola con la conservación de la vida silvestre (Phalan et al., 2011). Sin embargo, el dilema de si el uso compartido del suelo (agricultura de bajo rendimiento respetuosa con la vida silvestre) o la redistribución del suelo (agricultura de alto rendimiento junto con áreas protegidas para la conservación de la naturaleza) es la mejor alternativa para asegurar la producción de suficientes alimentos, preservando al mismo tiempo la biodiversidad, aún no ha sido completamente resuelto (Fischer et al., 2014; Kremen, 2015).

Con el fin de seguir avanzando, se han propuesto otros métodos de cultivo respetuosos con la vida silvestre, entre los que se incluyen los basados en enfoques agroecológicos, que promueven el aumento de la productividad al tiempo que se regeneran las interacciones biológicas y las propiedades funcionales (salud del suelo, almacenamiento de agua, y resistencia a plagas y enfermedades), y que conducen hacia sistemas sostenibles y resilientes (Bommarco et al., 2013; Kremen, 2015). Una mejor comprensión de los beneficios potenciales del uso de procesos biológicos para desarrollar prácticas de manejo agrícolas más respetuosas con el medioambiente, debería exigir que se mantenga la biodiversidad del suelo como un componente integral del proceso de planificación.

En este capítulo, se tratarán las diferentes contribuciones de la biodiversidad del suelo a los servicios ecosistémicos en suelos agrícolas. El objetivo general es colocar un valor agroeconómico en la biodiversidad del suelo, para poder integrarla en las prácticas de gestión. Poner el foco en este importante "insumo interno" podría ayudar a reducir, o incluso cesar, las prácticas intensivas actuales basadas en "insumos externos" para mantener o incrementar el rendimiento agrícola.

2. IMPORTANCIA DE LA DIVERSIDAD DEL SUELO EN EL SUMINISTRO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS A LOS AGROECOSISTEMAS

Los suelos contienen una enorme variedad de especies y son considerados los sistemas biológicamente más diversos de la tierra. La biodiversidad del suelo incluye una gran variedad de microorganismos, invertebrados y vertebrados que viven en él, así como raíces de plantas y todos aquellos organismos que pasan sólo parte de su vida en el suelo (como es el caso de muchas larvas de insectos). Por lo tanto, no sólo podemos encontrar en el suelo una gran variedad de formas corporales, sino también una amplia variedad de tamaños, desde organismos microscópicos que miden solamente unas pocas micras, hasta especies que alcanzan varios centímetros (Fig. 1.1).

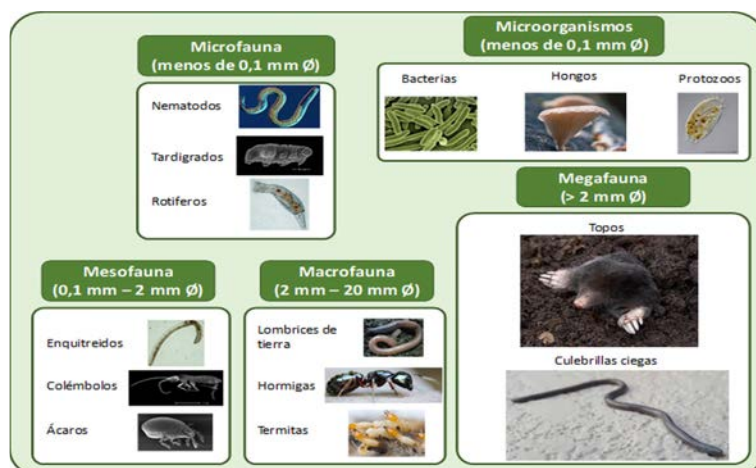


Figura 1.1. Clasificación de la biodiversidad del suelo mediante el tamaño del cuerpo (según Orgiazzi et al. 2016).

Esta enorme diversidad desempeña un papel crucial en los procesos esenciales del suelo como la formación del suelo, el mantenimiento del habitat y la descomposición de la materia orgánica (Orgiazzi et al., 2016). Todas estas actividades aseguran el adecuado funcionamiento de los ecosistemas terrestres; básicamente, un suelo vivo es un suelo sano. Utilizando la clasificación de los servicios ecosistémicos propuesta por el Millennium Ecosystem Assessment (2005), los organismos del suelo contribuyen a la “provisión” de alimento y otras materias primas, al “mantenimiento” del habitat del suelo, a la “regulación” de los flujos de nutrientes y la hidrología del suelo y proporcionan valor “cultural”. Sin embargo, se han dedicado pocos esfuerzos a integrar los servicios proporcionados por la biodiversidad del suelo en las políticas agrícolas; e incluso la versión más actualizada de la PAC (CAP post-2020) (EC, 2018) que reconoce la necesidad de abordar los retos ambientales y sostenibles, sólo contempla acciones que se ejecutan “encima del terreno” (objetivo específico 6 de la CAP: Biodiversidad y paisajes agrícolas), y no “bajo tierra”. Urge adoptar una visión más holística del funcionamiento de los suelos agrícolas; y hasta que la biodiversidad del suelo no se aborde de forma específica será imposible conseguir una producción sostenible, mitigar el cambio climático y conservar la biodiversidad.

2.1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE PROVISIÓN PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Los suelos y sus organismos son esenciales para la producción agrícola y, por tanto, son la clave para la obtención de la mayor parte de nuestros alimentos. Casi todas las plantas cultivadas son hospedadoras de hongos micorrícicos, de los que dependen en gran medida para mantener su salud mediante el aporte de nutrientes y agua, así como mejorando sus defensas frente al estrés ambiental y las plagas de las cosechas (Delavaux et al., 2017; Fig. 1.2). Debido a su fuerte especificidad, la selección de taxones micorrícicos arbusculares específicos para una determinada especie de cultivo, podría ser una herramienta muy útil para incrementar el crecimiento de los cultivos (Van Geel et al., 2016).

Otros organismos edáficos afectan a las plantas modificando su fenología a través de cambios en las propiedades bióticas (ej. biomasa fúngica) y abióticas (ej. estructura del suelo). Por ejemplo, se observó que, en presencia de colémbolos, la floración de la *Poa annua* se adelantó dos semanas (Forey et al., 2015; Fig. 1.2).

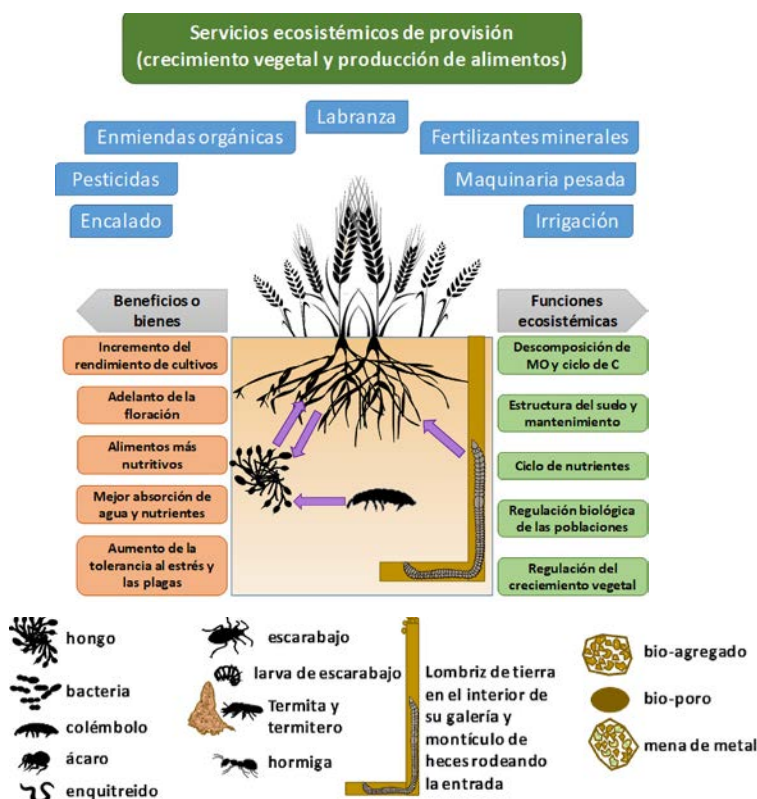


Figura 1.2. Contribución de la biodiversidad del suelo a los servicios ecosistémicos de provisión: El crecimiento vegetal y la producción de alimentos dependen de las actividades de la biodiversidad del suelo (ej. Aceleración de la mineralización de la materia orgánica, mejora de la estructura del suelo, liberación de reguladores del crecimiento vegetal, estimulación de simbiontes beneficiosos, eliminación de patógenos), que sustentan el funcionamiento del ecosistema y dan como resultado beneficios directos e indirectos para los seres humanos. Ciertas prácticas agrícolas tienen impactos adversos sobre los organismos del suelo y, en consecuencia, sobre el crecimiento de los cultivos.

De forma similar, la macrofauna, y en particular las lombrices de tierra, son conocidas por sus efectos positivos sobre el crecimiento vegetal, acelerando la mineralización de la materia orgánica, mejorando la estructura del suelo, liberando reguladores de crecimiento vegetal, estimulando simbiontes beneficiosos y eliminando patógenos (Lasoi et al., 2010; Fig. 1.2). Un metaanálisis de la literatura disponible sobre el efecto de las lombrices de tierra en el rendimiento de las cosechas indicó que su presencia en los agroecosistemas supone un aumento del 25% en el rendimiento de los cultivos, así como un aumento de un 23% de la biomasa aérea. Además, la existencia de una abundante comunidad de lombrices no sólo mejora el rendimiento de la cosecha sino que también incrementa la calidad de los frutos, cuyo contenido de nutrientes aumenta cuando se cultivan con prácticas agrícolas menos intensivas (Lago et al., 2015; Fig. 1.2). Por lo tanto, las prácticas agrícolas más sostenibles que favorezcan una mayor abundancia de taxones clave permitirá obtener alimentos con un mayor valor nutricional. En relación a esto, un análisis global ha concluido que los consumidores que cambiaron sus hábitos alimenticios y comenzaron a consumir fruta, verduras y cereales orgánicos obtuvieron un 20-40% más antioxidantes, sin haber aumentado la ingesta calórica. (Barański et al., 2014).

2.2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE SOPORTE PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Un suelo adecuado para la agricultura debe tener una estructura “desmenuzable” que retenga materia orgánica y agua, y debe ser resiliente a las diferentes prácticas de manejo agrícola. La agregación biogénica (es decir, la resultante de las secreciones producidas por varios organismos edáficos y raíces de plantas) es un proceso mucho más rápido que la agregación fisicogénica (es decir, mediante fuerzas físicas y químicas que ocurren durante los ciclos de secado y rehumectación del suelo, así como de las interacciones órgano-minerales) (Silvia Neto et al., 2016). Por ejemplo, los hongos micorrícicos desempeñan un papel decisivo en la formación de los agregados estables al agua, y las especies pertenecientes al orden Glomales secretan una proteína pegajosa (glomalina) que conexas las partículas del suelo (Wright y Upadhyaya, 1996). De forma similar, varios polisacáridos bacterianos tienen propiedades adhesivas (Akhtar et al., 2018). Un meta análisis global ha demostrado que las bacterias contribuyen en gran medida a la formación tanto de macro- (>250 μm) como micro-agregados (<250 μm), mientras que los hongos únicamente afectan, de forma significativa, a la macro-agregación (Lehmann et al., 2017; Fig 1.3). Además, los microorganismos, la mesofauna (ej. colémbolos, ácaros) y la macrofauna (ej. lombrices de tierra, termitas), también contribuyen a la formación tanto de los micro- como de los macro-agregados mediante la excavación y la producción de heces (Six et al., 2002; Zanella et al., 2017; Fig 1.3).

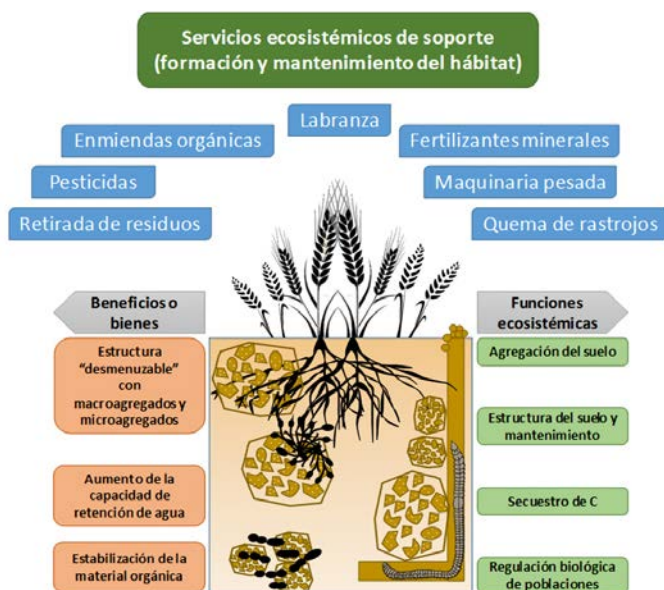


Figura 1.3. Contribución de la biodiversidad del suelo a los servicios de apoyo: la formación y el mantenimiento del suelo dependen de las actividades de la biodiversidad del suelo (agregación biogénica) que sustentan el funcionamiento del ecosistema y dan lugar a beneficios directos e indirectos para los seres humanos. Algunas prácticas agrícolas tienen un impacto negativo en los organismos del suelo y, por tanto, alteran su estructura. Para más detalles, véase la leyenda gráfica de la figura 1.2.

Una investigación exhaustiva sobre la influencia de la formación de agregados en la estabilización de la materia orgánica del suelo, ha puesto de relieve una importante diferencia en esta relación (revisado por Six et al., 2004). Se concluyó que: (1) los micro-agregados, y no los macro-agregados, confieren protección a largo plazo de la materia orgánica; y (2) los procesos de transformación de los macro-agregados son cruciales para la estabilización de la materia orgánica (Fig. 1.3). Estos hallazgos tienen importantes implicaciones para la gestión agrícola ya que los macro-agregados parecen ser menos estables y están más influenciados por el manejo que los micro-agregados (Sandén et al., 2017). De hecho, el laboreo mínimo y la siembra directa con retención de residuos aumentan significativamente tanto el secuestro de carbono como la agregación del suelo en capas profundas, comparado con laboreo convencional con eliminación de residuos tras la cosecha (Wang et al., 2019; Fig. 1.3). Además, las interacciones entre los organismos edáficos ofrecen la oportunidad de utilizar mezclas de biota del suelo para mejorar su agregación en suelos agrícolas (Lehmmann et al., 2017).

2.3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Los servicios de regulación incluyen ciertos beneficios como el aporte y calidad del agua, los ciclos de nutrientes, la regulación del clima y el control de plagas. La capacidad de los suelos para retener agua está íntimamente ligada a la densidad, tamaño y conectividad de los poros. Las condiciones

óptimas para el crecimiento vegetal ocurren cuando el 60% del volumen de poros del suelo contiene agua (Künast et al., 2010), aunque a las raíces de las plantas les resulte difícil extraer el agua contenida en estos microporos. Por el contrario, los macroporos crean vías por las que fluye el agua más fácilmente y si están conectados crean canales de flujo preferencial de drenaje del agua (Fig. 1.4). La macrofauna del suelo, y más concretamente las lombrices de tierra, son agentes importantes en la creación de macroporos; y aquellos sistemas agrícolas que fomentan la abundancia de lombrices de tierra han registrado aumentos significativos en la infiltración de agua (Capowiez et al., 2009).

Las lombrices también influyen en las propiedades mecánicas e hidráulicas del suelo, controlando la escorrentía superficial y la erosión, mediante sus actividades excavadoras (Bertrand et al., 2015). Se ha estimado que la densidad de galerías de lombrices en suelos de regiones templadas varía entre 100 y 800 m² (Lavelle, 1988), aunque se han registrado densidades más altas dependiendo del tipo de suelo (Edwards y Lofty, 1977). Además, Bouché y Al-Addan (1997) encontraron una relación positiva entre la tasa de infiltración de agua y la biomasa de las lombrices, y concluyeron que una media de 150 mm de agua infiltrada por hora se corresponde con una densidad de lombrices de 100 g m⁻². Utilizando datos previos de biomasa de lombrices en suelos cultivados con laboreo convencional o bien con siembra directa (Briones y Schmidt, 2017) es posible prever que, si se adoptara el sistema de manejo sin labranza, la infiltración de agua aumentaría casi tres veces. Se ha demostrado que 20 años de exclusión de lombrices de tierra en pastizales, debido a la utilización de pesticidas, redujo drásticamente el índice de infiltración, el pH, la humedad del suelo y el contenido de materia orgánica (Clements et al., 1991). Además de excavar, las lombrices producen heces (Fig. 1.4), que retienen más agua que el suelo circundante, y en un experimento de microcosmos se observaron incrementos de un 11 y un 16% en la capacidad de retención de agua (Hallam y Hodson, 2020). Esto podría tener importantes implicaciones a escala de campo, ya que las lombrices pueden producir varias toneladas, en peso seco, de excreciones por hectárea y año (de 2 a 250 toneladas según Edwards y Lofty, 1972 y Bohlen, 2002; o 293,6 kg año⁻¹ ± 10%, por 100 g m⁻² de lombrices según Bouché y Al-Adda, 1997).

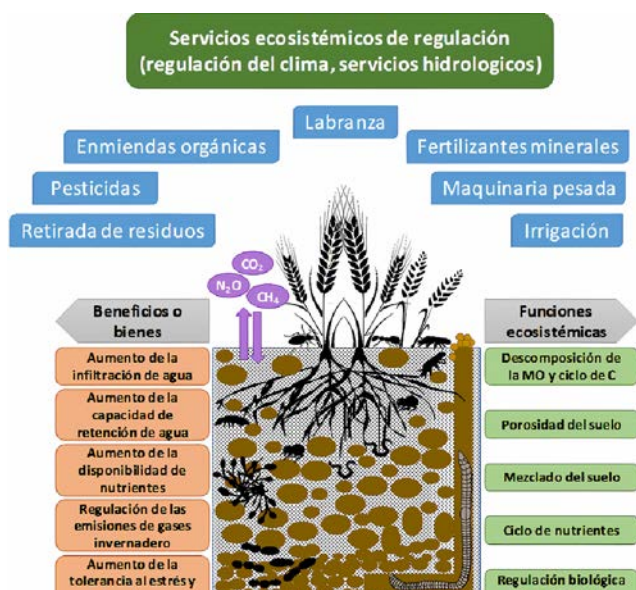


Figura 1.4. Contribución de la biodiversidad del suelo a los servicios de regulación: la regulación del clima y los servicios hidrológicos dependen de las actividades de la misma (p.e., los bioporos, las madrigueras, los yesos, la descomposición de los insumos orgánicos, la incorporación de los residuos vegetales en el suelo, la estimulación de los simbiontes beneficiosos y la supresión de los patógenos) que sustentan el funcionamiento de los ecosistemas y dan lugar a beneficios directos e indirectos para los seres humanos. Ciertas prácticas agrícolas tienen un impacto adverso en los organismos del suelo y conducen a la

degradación del mismo y a la pérdida de fertilidad. Para más detalles, véase la leyenda gráfica de la figura 1.2.

La biota del suelo tiene un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos, los cuales sustentan la producción vegetal (Bender y Van der Heijden, 2015). Cada organismo que vive en el suelo contribuye a la descomposición de los desechos orgánicos, ya sea fragmentando (ej. macrotrópodos como escarabajos, cochinillas u hormigas), incorporando los residuos vegetales al suelo (ej. lombrices, hormigas, termitas), degradando los constituyentes foliares (ej. hongos, bacterias) o reciclando los detritos y predando microorganismos (ej. ácaros, colémbolos, enquitreidos) (Fig. 1.4). Algunos nutrientes son consumidos por varios representantes de la red trófica del suelo y transferidos a lo largo de los distintos niveles tróficos, mientras que otros pasan a la solución del suelo, quedando disponibles para el crecimiento de los cultivos.

Al influir en la dinámica de los nutrientes, la biota del suelo también desempeña un importante papel en la regulación del clima. Este es un servicio esencial, ya que las emisiones derivadas de la producción agrícola representan aproximadamente un 13,5% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (Mohammed et al., 2019). Aunque tanto la descomposición como los procesos metabólicos de los organismos edáficos contribuyen a las emisiones de carbono, también contribuyen al secuestro de carbono (Fig. 1.4). El balance entre las entradas y salidas de carbono y nitrógeno determina si la biodiversidad del suelo ejerce una retroalimentación positiva o negativa sobre las emisiones que causan el efecto invernadero, un problema que sigue sin resolverse. Por ejemplo, mientras que un estudio ha sugerido que la presencia de lombrices de tierra aumenta las emisiones de N_2O del suelo en un 42% y las de CO_2 en un 33% (Lubbers et al., 2013), otro ha indicado que las lombrices facilitan más el secuestro de carbono que la mineralización (Zhang et al., 2013), e incluso compensan las emisiones de CH_4 inducidas por enmiendas de paja de arroz (John et al., 2020). Estos resultados contradictorios podrían ser un reflejo de diferentes condiciones experimentales, o debidos al efecto modulador de la fertilización de N (de Vries et al., 2006). Por el contrario, parece haber un mayor consenso acerca del papel crítico que juega la relación entre las comunidades de hongos y bacterias en el balance de carbono, y en que, altos índices de esta ratio generalmente conducen a la acumulación de carbono y la reducción de emisiones de CO_2 a la atmósfera (Bailey et al., 2002). Por tanto, las prácticas agrícolas sostenibles tales como la rotación de cultivos, laboreo mínimo o siembra directa, la agricultura orgánica y las cubiertas vegetales, que cambian la estructura de la comunidad microbiana hacia una comunidad más dominada por hongos, mejoraría la retención de carbono (Six et al., 2006).

Además de los efectos positivos del crecimiento de los cultivos y de la fertilidad de los suelos, la biota edáfica puede proteger a las plantas cultivadas de enfermedades mediante el control biológico o reduciendo su susceptibilidad a las plagas (Fig. 1.4). Por ejemplo, los nematodos entomopatógenos se han utilizado con éxito para control biológico de plagas de insectos como los grillos topo (*Scapteriscus spp.*), aunque se necesitan protocolos normalizados para predecir otras posibles interacciones entre este inóculo y otros habitantes del suelo (Gaugler, 1988; Helmberger et al., 2017). Además de la disminución de la abundancia de patógenos del suelo, alguna otra macrofauna puede aumentar la tolerancia de las plantas a los parásitos. En un estudio, se observó una reducción del 82% en el número de plantas infestadas cuando las lombrices de tierra estaban presentes (Bloin et al., 2005). Más interesantes son las interacciones tritróficas, en las que los ataques de plagas sobre las plantas inducen la liberación de metabolitos secundarios que atraen a los predadores de la plaga (Maeda

et al., 1999; Bonkowski et al., 2009). Integrar el uso de estos compuestos vegetales en las prácticas de manejo actuales, puede ser una herramienta adecuada para una gestión más sostenible de los cultivos (Agut et al., 2018).

2.4. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CULTURALES PROPORCIONADOS POR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Los servicios culturales que proporcionan la biodiversidad del suelo son difíciles de cuantificar así como de implementar en la gestión y políticas agrícolas (Moroni et al., 2011). Se consideran “valores no materiales” en el Millenium Ecosystem Assessment, e incluyen el enriquecimiento espiritual, experiencias inspiradoras y recreativas del patrimonio histórico, salud y bienestar (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Han sido mucho menos estudiados que los otros tres servicios ecosistémicos que van asociados a un valor monetario; sin embargo, estudios recientes han identificado varios beneficios culturales proporcionados por la biota del suelo (Orgiazzi et al., 2016; Motiejūnaitė et al., 2019). Según estos estudios, el mayor número de publicaciones se refieren al “uso utilitario” de los organismos edáficos como fuente de proteínas o de medicinas. Las termitas, las larvas de escarabajos y otros insectos se consumen frecuentemente en los trópicos (Anderson, 2009), y es bien conocido que los indios makiritare, que habitan en el Alto Rio Padamo (Amazonas, Venezuela), consumen lombrices gigantes de la familia Glossoscolecidae (Moreno y Paoletti, 2004) (Fig. 1.5) Desde que la FAO (2013) indicó que consumir más insectos podría ayudar a combatir el hambre en el planeta, y que en 2015 Europa acordó el uso de insectos en la alimentación, producir invertebrados, junto con los cultivos, podría resultar rentable para los agricultores.

Además de la reconocida importancia de los microorganismos como principales productores de la mitad de los productos farmacéuticos existentes en el mercado hoy en día, los organismos del suelo aportan otros usos muy conocidos en la medicina. Hace tiempo que los efectos espermicidas de los extractos de lombriz de tierra gozan de amplio reconocimiento (Fu-Xia et al., 1992). Sin embargo, menos conocido es el uso de microorganismos (bacterias y hongos) y termitas como herramientas potenciales para la “biominería”, un proceso que utiliza microorganismos para extraer metales de las menas mediante “biolixiviación” (Le Roux y Hambleton-Hones, 1991; Anderson, 2009; Mubarak et al., 2017; Fig. 1.5). Si la redistribución territorial se pusiese en práctica, otras actividades rentables proporcionadas por los organismos del suelo podrían estar operando en paralelo a los sistemas productivos de cultivo.

Los “valores intrínsecos” de la biodiversidad del suelo incluyen beneficios sociales, espirituales, estéticos, culturales, terapéuticos y éticos (Orgiazzi et al., 2016). Por ejemplo, las actividades de bioturbación y excavación realizadas por varios organismos del suelo (ej. lombrices, topos, tejones) han ayudado a encontrar piezas arqueológicas pero también han contribuido a la destrucción de lugares patrimoniales (Motiejūnaitė et al., 2019). Sin embargo, se ha argumentado que muchas de sus actividades se

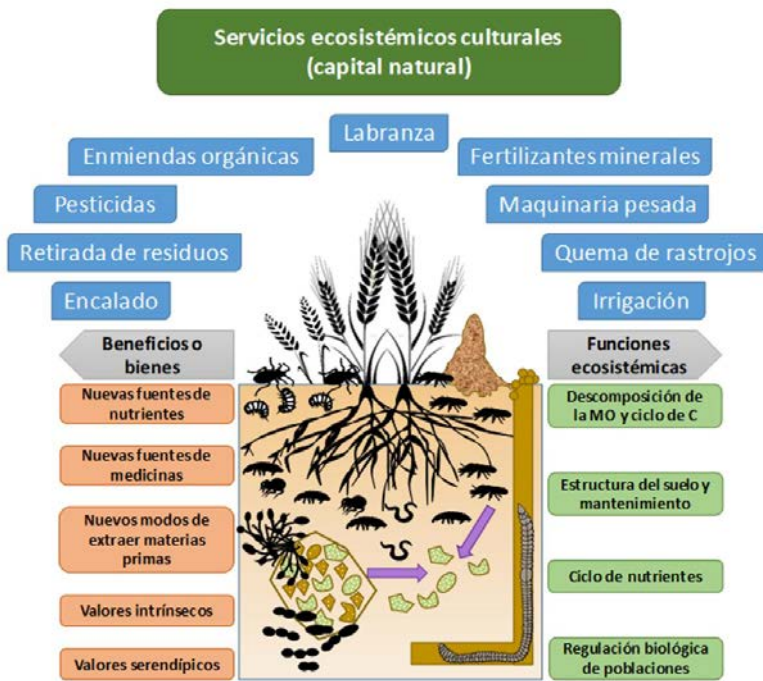


Figura 1.5. Contribución de la biodiversidad del suelo a los servicios culturales: muchos otros valores inestimables que recuperamos de la naturaleza dependen de la misma (por ejemplo, fuentes de proteínas, piensos, metabolitos como fármacos, biolixiviación de metales) y sus interacciones con el suelo, la hidrosfera y la atmósfera sustentan el funcionamiento de los ecosistemas y dan lugar a beneficios directos e indirectos para los seres humanos. Ciertas prácticas agrícolas tienen impactos adversos en los organismos del suelo y, a su vez, en el uso presente y futuro de los bienes utilitarios y no utilitarios de los suelos agrícolas. Para más detalles, véase la leyenda gráfica de la figura 1.2

han explotado escasamente desde el punto de vista interpretativo (Canti, 2003). Además, hay una larga lista de referencias lingüísticas y folclóricas de la biota del suelo en muchas culturas y que aparecen con frecuencia representadas en el arte, la literatura, la cinematografía, sellos, artesanía, literatura infantil, etc. (revisado por Motiejūnaitė et al., 2019). Eventos culturales como las recogidas de setas organizadas por sociedades naturales (ej. Sociedad Micológica Británica, Red Micológica de Nueva Zelanda), así como los festivales públicos para capturar lombrices en Blackawton (Festival Internacional de Encantamiento de Lombrices) y en Willaston (Campeonato Mundial de Encantamiento de Lombrices), ambas localidades inglesas, que reúnen a grupos con un interés común (familias, fotógrafos de vida silvestre, naturalistas, conservacionistas, etc.) así como a científicos. Ciertas actividades recreativas, como la pesca, utilizan a menudo lombrices de tierra e insectos (saltamontes, grillos, larvas de polilla) como cebo para peces y han impulsado una creciente industria de distribuidores de cebos vivos para aquellos que no desean recolectar su propio cebo. Sin embargo, la falta de una regulación sobre el uso y la eliminación de cebos no utilizados ha suscitado cierta preocupación por el posible riesgo de invasiones de especies (Kilian et al., 2012).

Finalmente, los “valores serendípicos” se relacionan con los servicios que los organismos del suelo proporcionan para las futuras generaciones, pero con valores bastante desconocidos (Fig. 1.5). Por ejemplo, los microbiomas de organismos complejos como hongos y bacterias asociados a los insectos, los líquenes y muchas especies de plantas, pueden tener potencial para el descubrimiento de nuevos fármacos (Wright, 2019). Por tanto, todavía existen muchos usos y valores no utilitarios por descubrir que podrían ayudarnos a conseguir los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU (Naciones Unidas, 2017).

3. CONCLUSIONES

Un gran número de organismos edáficos, como varios hongos, lombrices de tierra, larvas de escarabajo, termitas y hormigas, han sido tradicionalmente considerados buenos indicadores de la fertilidad del suelo. Muchos agricultores llevan atesorando esta información desde la prehistoria, y muchas comunidades del todo el mundo utilizan los conocimientos locales sobre el suelo para decidir cuándo sembrar o cómo fertilizar sus cultivos (ej: Lauer et al., 2014). Incrementando la diversidad del suelo o ciertos organismos clave, los agricultores pueden beneficiarse de una mejor estructura del suelo, con más nutrientes, al tiempo que se estimula el crecimiento de los cultivos y la tolerancia de las plantas a las plagas, con lo que se vuelven menos dependientes de los agroquímicos. Además, este conocimiento debería incrementarse fomentando el intercambio de conocimientos entre investigadores y profesionales (Pauli et al., 2016).

REFERENCIAS

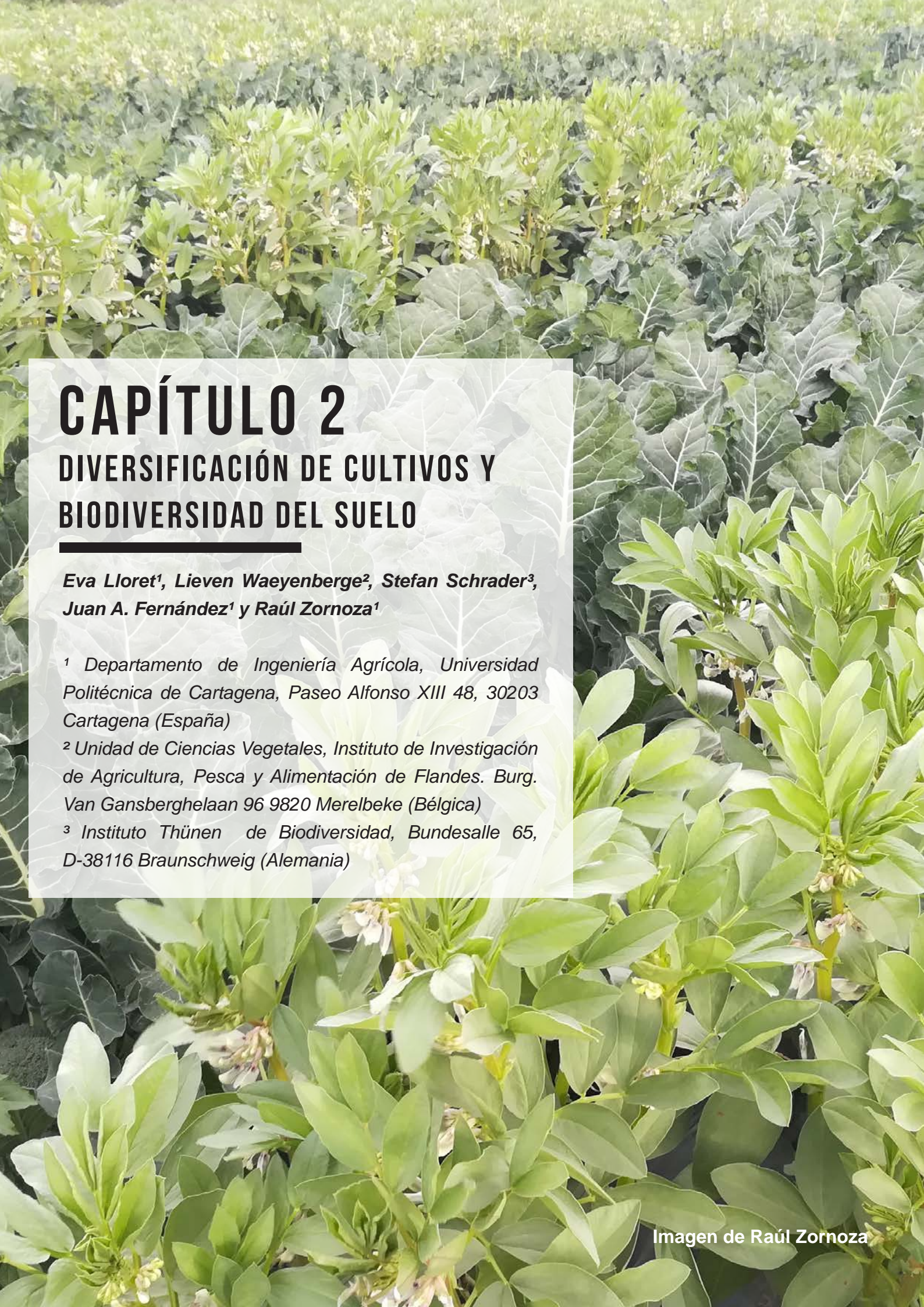
- Agut B, Pastor V, Jaques J, Flors V. Can Plant Defence Mechanisms Provide New Approaches for the Sustainable Control of the Two-Spotted Spider Mite *Tetranychus urticae*? *Int J Mol Sci* 2018;19:614. <https://doi.org/10.3390/ijms19020614>.
- Akhtar J, Galloway AF, Nikolopoulos G, Field KJ, Knox P. A quantitative method for the high throughput screening for the soil adhesion properties of plant and microbial polysaccharides and exudates. *Plant Soil* 2018;428:57–65. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3670-1>.
- Andersen E, Baldock D, Bennett H, Beaufoy G, Bignal E, Brouwer F, et al. Developing a High Nature Value Farming Area Indicator. Internal Report for the European Environment Agency IEEP; 2003.
- Anderson JM. Why should we care about soil fauna? *Pesqui Agropecuária Bras* 2009;44:835–42. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800006>.
- Bailey V., Smith J., Bolton H. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biol Biochem* 2002;34:997–1007. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00033-0).
- Barański M, Średnicka-Tober D, Volakakis N, Seal C, Sanderson R, Stewart GB, et al. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *Br J Nutr* 2014;112:794–811. <https://doi.org/10.1017/S0007114514001366>.
- Bender SF, van der Heijden MGA. Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses. *J Appl Ecol* 2015;52:228–39. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12351>.
- Bertrand M, Barot S, Blouin M, Whalen J, de Oliveira T, Roger-Estrade J. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agron Sustain Dev* 2015;35:553–67. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0269-7>.
- Blouin M, Zuily-Fodil Y, Pham-Thi A-T, Laffray D, Reversat G, Pando A, et al. Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. *Ecol Lett* 2005;8:202–8. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00711.x>.
- Bohlen PJ. Earthworms. In: Lal R, editor. *Encycl. Soil Sci.*, New York: 2002, p. 370–3.

- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 2013;28:230–8. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>.
- Bonkowski M, Villenave C, Griffiths B. Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. *Plant Soil* 2009;321:213–33. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0013-2>.
- Bouché MB, Al-Addan F. Earthworms, water infiltration and soil stability: Some new assessments. *Soil Biol Biochem* 1997;29:441–52. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00272-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00272-6).
- Briones MJ, Schmidt O. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Glob Chang Biol* 2017;23:4396–419. <https://doi.org/10.1111/gcb.13744>.
- Canti MG. Earthworm Activity and Archaeological Stratigraphy: A Review of Products and Processes. *J Archaeol Sci* 2003;30:135–48. <https://doi.org/10.1006/jasc.2001.0770>.
- Capowiez Y, Cadoux S, Bouchant P, Ruy S, Roger-Estrade J, Richard G, et al. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil Tillage Res* 2009;105:209–16. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.002>.
- Clements RO, Murray PJ, Sturdy RG. The impact of 20 years' absence of earthworms and three levels of N fertilizer on a grassland soil environment. *Agric Ecosyst Environ* 1991;36:75–85. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90037-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90037-X).
- Delavaux CS, Smith-Ramesh LM, Kuebbing SE. Beyond nutrients: a meta-analysis of the diverse effects of arbuscular mycorrhizal fungi on plants and soils. *Ecology* 2017;98:2111–9. <https://doi.org/10.1002/ecy.1892>.
- EC. Future of the Common Agricultural Policy 2018. https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/future-cap_en#proposal (accessed February 27, 2020).
- Edwards CA, Lofty JR. *Biology of Earthworms*. Boston, MA: Springer US; 1977. <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3382-1>.
- European Union. *Food & Farming* 2015.
- European Union. *Rural Development in the EU Statistical and Economic Information Report* 2012. 2012.
- FAO. *FAO Statistical Databases*. Statistics Division. 2018. <https://doi.org/http://www.fao.org/faostat/en/#data>.
- FAO. *The Future of Food and Agriculture* 2017.
- FAO. *Summary for Policymakers*. In: *Intergovernmental Panel on Climate Change, editor. Clim. Chang. 2013 - Phys. Sci. Basis*, Cambridge: Cambridge University Press; 2013, p. 1–30. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Fischer J, Abson DJ, Butsic V, Chappell MJ, Ekroos J, Hanspach J, et al. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conserv Lett* 2014;7:149–57. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>.
- Forey E, Coulibaly SFM, Chauvat M. Flowering phenology of a herbaceous species (*Poa annua*) is regulated by soil Collembola. *Soil Biol Biochem* 2015;90:30–3. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.024>.
- Fu-Xia Z, Bao-Zhu G, Hui-Yun W. The spermatocidal effects of earthworm extract and its effective constituents. *Soil Biol Biochem* 1992;24:1247–51. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90101-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90101-3).
- Gaugler R. Ecological considerations in the biological control of soil-inhabiting insects with entomopathogenic nematodes. *Agric Ecosyst Environ* 1988;24:351–60. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90078-3](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90078-3).
- Van Geel M, De Beenhouwer M, Lievens B, Honnay O. Crop-specific and single-species mycorrhizal inoculation is the best approach to

- improve crop growth in controlled environments. *Agron Sustain Dev* 2016;36:37. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0373-y>.
- van Groenigen JW, Lubbers IM, Vos HMJ, Brown GG, De Deyn GB, van Groenigen KJ. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Sci Rep* 2015;4:6365. <https://doi.org/10.1038/srep06365>.
 - Hallam J, Hodson ME. Impact of different earthworm ecotypes on water stable aggregates and soil water holding capacity. *Biol Fertil Soils* 2020;56:607–17. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01432-5>.
 - Helmberger MS, Shields EJ, Wickings KG. Ecology of belowground biological control: Entomopathogenic nematode interactions with soil biota. *Appl Soil Ecol* 2017;121:201–13. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.013>.
 - Herrera RJ, Garcia-Bertrand R. The Agricultural Revolutions. In: Herrera R.J. G-BR, editor. *Ancestral DNA, Hum. Orig. Migr.*, Elsevier; 2018, p. 475–509. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804124-6.00013-6>.
 - John K, Janz B, Kiese R, Wassmann R, Zaitsev AS, Wolters V. Earthworms offset straw-induced increase of greenhouse gas emission in upland rice production. *Sci Total Environ* 2020;710:2. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136352>.
 - Kilian J V, Klauda RJ, Widman S, Kashiwagi M, Bourquin R, Weglein S, et al. An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biol Invasions* 2012;14:1469–81. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0173-5>.
 - Kopittke PM, Menzies NW, Wang P, McKenna BA, Lombi E. Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environ Int* 2019;132:105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>.
 - Kremen C. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Ann N Y Acad Sci* 2015;1355:52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>.
 - Künast C, Riffel M, Whitmore G, Schiansky J. *Soil Biodiversity and Agriculture*. European Crop Protection Association (ECPA). 2010.
 - Lago M del CF, Gallego PP, Briones MJ. Intensive Cultivation of Kiwifruit Alters the Detrital Foodweb and Accelerates Soil C and N Losses. *Front Microbiol* 2019;10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00686>.
 - Lago MCF, Castro J, Briones MJ, Gallego PP, Barreal ME. Effect of agricultural management on kiwifruit nutritional plant status, fruit quality and yield. *Acta Hort* 2015;1096:79–86. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2015.1096.5>.
 - Laossi K-R, Decaëns T, Jouquet P, Barot S. Can We Predict How Earthworm Effects on Plant Growth Vary with Soil Properties? *Appl Environ Soil Sci* 2010;2010:1–6. <https://doi.org/10.1155/2010/784342>.
 - Lauer F, Prost K, Gerlach R, Pätzold S, Wolf M, Urmersbach S, et al. Organic Fertilization and Sufficient Nutrient Status in Prehistoric Agriculture? – Indications from Multi-Proxy Analyses of Archaeological Topsoil Relicts. *PLoS One* 2014;9:e106244. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106244>.
 - Lavelle P. Earthworm activities and the soil system. *Biol Fertil Soils* 1988;6:237. <https://doi.org/10.1007/BF00260820>.
 - Lehmann A, Zheng W, Rillig MC. Soil biota contributions to soil aggregation. *Nat Ecol Evol* 2017;1:1828–35. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0344-y>.
 - Lubbers IM, van Groenigen KJ, Fonte SJ, Six J, Brussaard L, van Groenigen JW. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nat Clim Chang* 2013;3:187–94. <https://doi.org/10.1038/nclimate1692>.
 - Maeda T, Takabayashi J, Yano S, Takafuji A. Response of the predatory mite, *Amblyseius womersleyi* (Acari : Phytoseiidae), toward herbivore-induced plant volatiles : Variation in response between two local populations. *Appl Entomol Zool* 1999;34:449–54. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0373-y>.

- org/10.1303/aez.34.449.
- Millennium Ecosystem Assessment, Assessment ME. Ecosystems and Human Well Being: Synthesis. Island Press, Washington DC; 2005.
 - Mohammed S, Alsafadi K, Takács I, Harsányi E. Contemporary changes of greenhouse gases emission from the agricultural sector in the EU-27. *Geol Ecol Landscapes* 2019;1–6. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1694129>.
 - Moreno AG, Paoletti MG. *Andiorrhinus* (*Andiorrhinus*) *kuru* sp. nov. (Oligochaeta: Glossoscolecidae), a giant earthworm as food resource for Makiritare Indians of the Alto Rio Padamo, Amazonas, Venezuela. *Can J Zool* 2004;82:1000–4. <https://doi.org/10.1139/z04-056>.
 - Moroni A V., Arendt EK, Bello FD. Biodiversity of lactic acid bacteria and yeasts in spontaneously-fermented buckwheat and teff sourdoughs. *Food Microbiol* 2011;28:497–502. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2010.10.016>.
 - Motiejūnaitė J, Børja I, Ostonen I, Bakker MR, Bjarnadóttir B, Brunner I, et al. Cultural ecosystem services provided by the biodiversity of forest soils: A European review. *Geoderma* 2019;343:19–30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.025>.
 - Mubarak MZ, Winarko R, Chaerun SK, Rizki IN, Ichlas ZT. Improving gold recovery from refractory gold ores through biooxidation using iron-sulfur-oxidizing/sulfur-oxidizing mixotrophic bacteria. *Hydrometallurgy* 2017;168:69–75. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.10.018>.
 - Orgiazzi A, Bardgett RD, Barrios E, Behan-Pelletier V, Briones MJJ, Chotte JL, et al. Global Soil Biodiversity Atlas. Wall D.H. Global Soil Biodiversity Atlas. Publications Office of the European Union, Luxembourg; H; 2016.
 - Paracchini ML, Petersen J-E, Hoogeveen Y, Bamps C, Burfield I, Swaay C Van. High Nature Value Farmland in Europe - An Estimate of the Distribution Patterns on the Basis of Land Cover and Biodiversity Data. Institute for Environment and Sustainability Office for Official Publications of the European Communities Luxembourg; 2008. <https://doi.org/10.2788/8891>.
 - Pauli N, Abbott LK, Negrete-Yankelevich S, Andrés P. Farmers' knowledge and use of soil fauna in agriculture: a worldwide review. *Ecol Soc* 2016;21:art19. <https://doi.org/10.5751/ES-08597-210319>.
 - Pe'er G, Zinngrebe Y, Hauck J, Schindler S, Dittrich A, Zingg S, et al. Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conserv Lett* 2017;10:517–30. <https://doi.org/10.1111/conl.12333>.
 - Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* (80-) 2011;333:1289–91. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>.
 - Le Roux JP, Hambleton-Jones BB. The analysis of termite hills to locate uranium mineralization in the Karoo Basin of South Africa. *J Geochemical Explor* 1991;41:341–7. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(91\)90007-H](https://doi.org/10.1016/0375-6742(91)90007-H).
 - Sandén T, Lair GJ, Van Leeuwen JP, Gísladóttir G, Bloem J, Ragnarsdóttir KV, et al. Soil aggregation and soil organic matter in conventionally and organically farmed Austrian Chernozems. *Die Bodenkultur J L Manag Food Environ* 2017;68:41–55. <https://doi.org/10.1515/boku-2017-0004>.
 - Schulte RPO, O'Sullivan L, Vrebos D, Bampa F, Jones A, Staes J. Demands on land: Mapping competing societal expectations for the functionality of agricultural soils in Europe. *Environ Sci Policy* 2019;100:113–25. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.011>.
 - Silva Neto EC da, Pereira MG, Fernandes JCF, Corrêa Neto TA. Aggregate formation and soil organic matter under different vegetation

- in Atlantic Forest from Southeastern Brazil. *Semin Ciências Agrárias* 2016;37:3927. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n6p3927>.
- Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res* 2004;79:7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>.
 - Six J, Feller C, Denef K, Ogle SM, de Moraes JC, Albrecht A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie* 2002;22:755–75. <https://doi.org/10.1051/agro:2002043>.
 - Six J, Frey SD, Thiet RK, Batten KM. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Sci Soc Am J* 2006;70:555–69. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0347>.
 - Tsiafouli MA, Thébault E, Sgardelis SP, de Ruiter PC, van der Putten WH, Birkhofer K, et al. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Glob Chang Biol* 2015;21:973–85. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.
 - United Nations. The Sustainable Development Goals Report 2017. UN; 2017. <https://doi.org/10.18356/4d038e1e-en>.
 - de Vries FT, Hoffland E, van Eekeren N, Brussaard L, Bloem J. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biol Biochem* 2006;38:2092–103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.008>.
 - Wang B, Gao L, Yu W, Wei X, Li J, Li S, et al. Distribution of soil aggregates and organic carbon in deep soil under long-term conservation tillage with residual retention in dryland. *J Arid Land* 2019;11:241–54. <https://doi.org/10.1007/s40333-019-0094-6>.
 - Wright GD. Unlocking the potential of natural products in drug discovery. *Microb Biotechnol* 2019;12:55–7. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13351>.
 - Wright SF, Upadhyaya A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Sci* 1996;161:575–86. <https://doi.org/10.1097/00010694-199609000-00003>.
 - Zanella A, Ponge J-F, Briones MJI. Humusica 1, article 8: Terrestrial humus systems and forms – Biological activity and soil aggregates, space-time dynamics. *Appl Soil Ecol* 2018;122:103–37. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.020>.
 - Zhang W, Hendrix PF, Dame LE, Burke RA, Wu J, Neher DA, et al. Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. *Nat Commun* 2013;4:2576. <https://doi.org/10.1038/ncomms3576>.



CAPÍTULO 2

DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO

*Eva Lloret¹, Lieven Waeyenberge², Stefan Schrader³,
Juan A. Fernández¹ y Raúl Zornoza¹*

¹ Departamento de Ingeniería Agrícola, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena (España)

² Unidad de Ciencias Vegetales, Instituto de Investigación de Agricultura, Pesca y Alimentación de Flandes. Burg. Van Gansbergheaan 96 9820 Merelbeke (Bélgica)

³ Instituto Thünen de Biodiversidad, Bundesalle 65, D-38116 Braunschweig (Alemania)

RESUMEN

La diversificación de cultivos es una estrategia de gestión agronómica que incluye prácticas tales como la rotación de cultivos, dobles cosechas, cultivos mixtos o policultivos y agrosilvicultura. La diversificación de cultivos la pueden aplicar los pequeños agricultores para reducir su vulnerabilidad ante el reto del cambio ambiental global, así como para obtener beneficios económicos, sociales, nutricionales y ambientales. Además, se han establecido fuertes vínculos entre la biodiversidad edáfica y la existente encima de este. En particular, la diversidad vegetal puede influir en las propiedades del suelo y causar impactos positivos en las comunidades biológicas y en los procesos edáficos, sustituyendo insumos agrícolas costosos. Por otro lado, la biodiversidad del suelo proporciona servicios ecosistémicos y funciones esenciales para el crecimiento vegetal y la productividad agrícola. La diversificación de los cultivos podría convertirse en una herramienta esencial para mantener la producción y suministrar servicios ecosistémicos en tierras de cultivo, y debería considerarse como una estrategia de gestión importante en el contexto de la sostenibilidad y la seguridad alimentaria. Sin embargo, todavía hay que identificar qué cultivos y variedades son apropiadas para una gran cantidad de ambientes y para las preferencias de los agricultores. Para abordar este problema, se deberían poner en práctica métodos de participación ciudadana como la iniciativa de Laboratorios Vivos de Agroecosistemas (LVA), cuya finalidad se centra en la evaluación de prácticas y tecnologías agrícolas nuevas y ya existentes, para mejorar su efectividad y su rápida aplicación.

Palabras clave: diversificación de cultivos, biodiversidad edáfica, manejo agrícola, comunidad microbiana del suelo, fauna edáfica, servicios ecosistémicos.

1. ¿QUÉ SE ENTIENDE POR DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS?

La diversificación de cultivos dentro de un agroecosistema puede ocurrir de múltiples formas y con variados niveles de complejidad, a distintas escalas espaciales y/o temporales. Así pues, la diversificación a escala de finca agrícola puede referirse, tanto a los cambios en la diversidad estructural de los cultivos, como a las estrategias de gestión de la vegetación. Estas estrategias permitirán la interrupción del monocultivo:

1. cultivando diferentes especies en el mismo terreno en años sucesivos, mediante rotaciones;
2. cultivando diferentes especies durante el mismo año con ciclos de cultivo estacional diferente, mediante dobles o múltiples cosechas;
3. cultivando diferentes especies anuales en proximidad de forma simultánea, en el mismo terreno, mediante el cultivo asociado o intercalado mixto, en hileras y en franjas;
4. cultivando diferentes especies herbáceas o perennes en las calles entre las filas de árboles, mediante estrategias de agrosilvicultura;
5. permitiendo el crecimiento de vegetación sin aprovechamiento económico dentro del monocultivo.



Figura 2.1. Arriba: melón (*Cucumis melo*) intercalado con caupí (*Vigna unguiculata*) (izquierda); sistema agroforestal entre mandarineros (*Citrus reticulata*) y habas (*Vicia fava*) (derecha). Abajo: Sistema agroforestal entre almendros (*Prunus dulcis*) y tomillo (*Thymus hyemalis*) (izquierda); brócoli (*Brassica oleracea var. italica*) intercalado con haba (*Vicia fava*) (derecha). La Figura 2.1. muestra diferentes estrategias de diversificación de cultivos a escala de finca agrícola.

A escala de paisaje, la diversificación puede conseguirse combinando diferentes sistemas de producción, tales como los paisajes complejos que contengan zonas boscosas, o la gestión de la agroforestería con cultivos, cría de ganado, y zonas de barbecho para crear un paisaje agrícola de gran diversidad (Altieri et al., 1999; Gurr et al., 2003).

2. BENEFICIOS DE LA DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS

La diversificación de la producción agrícola, mediante la introducción de un mayor rango de especies o de períodos de barbecho, puede proporcionar beneficios a distintos niveles, incluyendo ventajas tanto económicas como sociales. La diversificación de los cultivos puede suponer un aumento en los ingresos de los pequeños agricultores, aportar formas alternativas de ingresos, así como aumentar su capacidad de resistir fluctuaciones de precios. Además, puede suponer beneficios nutricionales para agricultores en países en vías de desarrollo, y ayudar a aquellos países o comunidades que buscan ser autosuficientes en términos de producción alimentaria. También puede reducir la dependencia de insumos externos (Clements et al., 2011; McCord et al., 2015; Makate et al., 2016).

La diversificación de cultivos aporta también beneficios ambientales y se puede utilizar para mitigar los efectos del cambio climático, reforzando la capacidad de los agroecosistemas para responder a estreses ambientales, mejorando la resistencia a la sequía y al calor, así como a plagas y enfermedades, y reduciendo la contaminación ambiental, contribuyendo así a la conservación de los recursos naturales (Clements et al., 2011; Degani et al., 2019).

Finalmente, la introducción de nuevas especies cultivadas y variedades de cultivos perfeccionadas introduce ventajas en los sistemas de producción alimentaria, mejorando la productividad y estado nutricional de los cultivos, la salud de los suelos y/o desarrollando resiliencia a enfermedades, organismos nocivos y al estrés ambiental. Por ejemplo, la introducción de cultivos fijadores de nitrógeno, como las leguminosas, dentro de un sistema de cultivo tradicional, puede mejorar la salud del suelo, consiguiendo que el nitrógeno atmosférico llegue a otras plantas, reduciendo, por lo tanto, la necesidad de fertilizantes minerales y el consiguiente coste de energía y el uso de recursos no renovables (Clements et al., 2011; Isbell et al., 2017).

3. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO: INTERACCIONES BAJO Y SOBRE TIERRA.

Las prácticas agrícolas repercuten en la calidad del suelo afectando a importantes procesos biológicos esenciales para muchas funciones de los ecosistemas. Las prácticas de gestión agrícola que más afectan la calidad del suelo son las que se utilizan en la agricultura intensiva tales como: la dispersión masiva y el uso excesivo de fertilizantes químicos y pesticidas de amplio espectro; los cultivos itinerantes de roza y quema, el laboreo y compactación del suelo, la reducción de la biodiversidad de cultivos; y la irrigación inadecuada (Giller et al., 1997). La pérdida de biodiversidad del suelo en sistemas de cultivo intensivos supone una amenaza para mecanismos de autoregulación esenciales tales como el control de plagas, la polinización, el control de enfermedades transmitidas por el suelo, la mineralización de la materia orgánica, la nitrificación, la desnitrificación, etc., lo que conlleva una reducción de las funciones y servicios del agroecosistema y convierte a los terrenos agrícolas en sistemas altamente vulnerables dependientes de insumos externos (Altieri, 1999; Altieri, 2018; Barrios, 2007). La biodiversidad del suelo aporta servicios esenciales para el crecimiento de los cultivos y el rendimiento agrícola, tales como el mantenimiento de la diversidad genética necesaria para obtener una buena cosecha y para la cría de animales; así como el suministro de nutrientes, el control de plagas y enfermedades, el control de la erosión y la retención de sedimentos, y la regulación del agua (Swift y Van Noordwijk, 2004). Sin embargo, los cultivos no son los únicos que se ven tan afectados por la biodiversidad del suelo, hay pruebas que indican que la biodiversidad existente en la superficie terrestre puede influir en las condiciones del suelo y aportar efectos positivos en las comunidades y procesos del mismo (Tiermann et al., 2015). De hecho, la sostenibilidad de los ciclos de nutrientes del suelo, y por lo tanto, de la fertilidad del suelo, depende de la biodiversidad de los cultivos que, asimismo genera una mayor productividad y una menor pérdida de nutrientes en los ecosistemas más diversos (Tilman y Downing, 1994; Tilman et al., 1996). Así pues, cuanto mayor biodiversidad exista sobre la superficie, tanta mayor biodiversidad habrá bajo tierra, con los efectos positivos que esto implica en la producción de cultivos, la fertilidad del suelo y el control de enfermedades. Sin embargo, a pesar de que se han constatado fuertes vínculos entre la diversidad existente bajo tierra y sobre la superficie, la importancia de estas interacciones aún no se ha incluido en el reglamento de Natura 2000 de la UE, ni en la Directiva Habitats, a pesar de que en la Estrategia Europea sobre Biodiversidad ya se ha reconocido la necesidad de una mejor comprensión de las mismas (Van der Putten et al., 2018). La figura 2.2 refleja las interacciones entre la diversidad de la superficie y la del subsuelo.

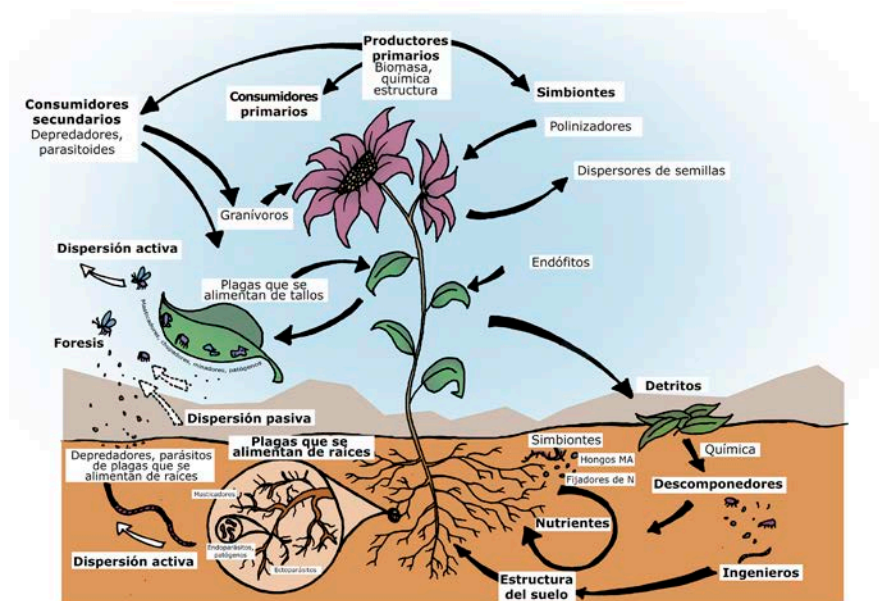


Figura 2.2. Interacciones entre la biodiversidad por encima y por debajo del suelo (Adaptado de: De Deyn y Van der Putten, 2005).

3.1. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y MICROORGANISMOS DEL SUELO

A pesar de que la disminución de la biodiversidad causada por la agricultura intensiva es un problema de alcance mundial, y que la rotación y diversificación de cultivos tiene la capacidad de aumentar tanto el rendimiento de los cultivos como la diversidad de los macro y microorganismos del suelo, aún no se entiende por completo el efecto de los cambios en las comunidades biológicas sobre las funciones del suelo. Sin embargo, se ha observado que el aumento de la diversidad temporal de plantas puede cambiar las comunidades microbianas del suelo y mejorar el rendimiento de los cultivos, mediante mecanismos de retroalimentación positiva planta-suelo generados por la biota del suelo (Zhou et al., 2017). Un experimento realizado con pepino demostró que la diversificación de cultivos aumentó la productividad del pepino y de la diversidad bacteriana, pero redujo la diversidad y abundancia de hongos (Zhou et al., 2017). Además, en sistemas diversificados, normalmente se reduce la abundancia de posibles fitopatógenos y microorganismos antagonistas, mientras que aumentan los posibles microorganismos que fomentan el crecimiento vegetal (Kremen y Miles, 2012; Leandro et al., 2018; Wen et al., 2016). Por ejemplo, Tiemann et al. (2015) demostraron que la diversidad en la rotación de cultivos mejoró las comunidades biológicas del suelo y las funciones del agroecosistema. A medida que la diversidad pasó de una a cinco especies, determinadas comunidades microbianas del suelo se relacionaron con un aumento de la agregación del suelo, del carbono orgánico, del nitrógeno total y de la actividad microbiana, mientras que se observó un descenso de la limitación del uso del carbono. Las rotaciones de gran diversidad, así como los sistemas de cultivos intercalados y de agrosilvicultura pueden sostener comunidades de organismos del suelo más diversas, aumentando la cantidad, calidad y diversidad química de los residuos de las plantas y las exudaciones radiculares, aportando efectos positivos a la materia orgánica y a la fertilidad del suelo.

3.2. DIVERSIFICACIÓN DE CULTIVOS Y FAUNA DEL SUELO

La diversidad existente sobre la superficie del suelo se ha vinculado a la fauna del suelo. Por ejemplo, Palmu et al. (2014) concluyeron que el aumento de la diversidad de cultivos estaba relacionado con el incremento de la actividad y diversidad del escarabajo de tierra, particularmente relevante en áreas de agricultura intensiva.

Los nematodos son organismos microscópicos que constituyen una gran proporción de la fauna del suelo. Son muy abundantes y diversos. Un grupo específico se diferencia de otros grupos por su especialización al parasitar plantas. Algunas especies sólo pueden sobrevivir en una determinada familia de plantas, mientras que otras se pueden desarrollar en un rango de plantas mucho más amplio. El primer grupo se puede controlar fácilmente cultivando la especie huésped en un sistema de rotación amplia con una baja frecuencia de cultivos. El segundo grupo sólo puede controlarse alternando especies huésped con variedades de cultivos tolerantes o resistentes, y a ser posible, haciendo un seguimiento de la actividad de los organismos que generan la plaga. Desgraciadamente, los conocimientos que poseen los agricultores sobre este grupo de nematodos y sus plantas huésped suelen ser limitados, lo que significa que los sistemas de diversificación de cultivos utilizados no sean los óptimos (Nicol et al., 2011).

Las cubiertas vegetales pueden ayudar a diversificar la rotación de cultivos. Sin embargo, no hay información precisa con respecto a la elección de cultivos de cubierta, ya que las condiciones de dichos cultivos con respecto a los nematodos fitoparásitos es mayormente escasa (Thoden et al., 2011). En términos generales, parece que aplicando una mezcla de especies de cubiertas vegetales se pueden controlar las enfermedades transmitidas por el suelo como es el caso de los nematodos (Hajjar et al., 2008).

Junto con los nematodos fitoparásitos, otros nematodos prosperan en el suelo. Estos son principalmente beneficiosos, ya que contribuyen a mejorar la fertilidad del suelo, la erradicación de enfermedades transmitidas por el suelo y la estructura del suelo. Un sistema de rotación de cultivos más diverso parece que fomenta una mayor diversidad de nematodos (Burkhardt et al., 2019). Sin embargo, existen otros factores, como el sistema de gestión agrícola y las características del suelo que pueden tener mayor importancia (Quist et al., 2016).

Un cambio en el uso del suelo hacia cultivos perennes es una manera de diversificar los sistemas de cultivo a escala paisajística y de reducir la intensidad de la gestión, lo cual preserva el ecosistema edáfico incluyendo la biodiversidad asociada al suelo. Actualmente el debate se centra en esta estrategia, sobre todo en regiones donde la proporción de cultivo de maíz (cosecha anual) es muy alta y se utiliza como fuente de energía renovable. Comparado con el maíz, los cultivos perennes *Agropyron elongatum* (cv. Szarvasi-1) y *Sida hermaphrodita*, por ejemplo, mejoran la abundancia de lombrices de tierra y la riqueza de especies (Emmerling, 2014). En el caso de la planta de flores perennes (*Silphium perfoliatum*), Schorpp y Schrader (2016) descubrieron un aumento significativo de la riqueza y diversidad funcional de especies de lombrices a partir del quinto año del comienzo del cultivo. Sin embargo, un estudio de la interacción entre cultivos energéticos foráneos, y enquitreidos y colémbolos nativos, deja clara la necesidad de

valorar posibles efectos alelopáticos de estos cultivos en la biota del suelo (Hedēnec et al., 2014).

4. PUNTO DE VISTA DEL AGRICULTOR

En las últimas décadas, los agricultores se han pasado al monocultivo intensivo como resultado de los incentivos económicos que fomentan la producción de ciertos cultivos, del empuje de las estrategias biotecnológicas y de la creencia de que con los monocultivos se consigue un mayor rendimiento que con los sistemas de cultivos diversificados. Sin embargo, los agricultores son ahora más conscientes de los beneficios de la diversificación de las cosechas, principalmente mediante el sistema de rotación, por lo que están incluyendo rotaciones en sus programas de cultivo, con el objetivo de reducir la incidencia de las enfermedades transmitidas por el suelo, aumentar la fertilidad y porosidad del suelo y mejorar la retención del agua. Sin embargo, las estrategias de cultivo intercalado y de agrosilvicultura en regiones de clima mediterráneo no están muy extendidas, ya que los agricultores consideran que estos sistemas agrícolas podrían influir negativamente en la disponibilidad de agua para el cultivo principal. Además, en los cultivos leñosos tradicionales, los agricultores prefieren dejar las calles entre árboles desprovistas de vegetación, implementando el laboreo intensivo y la retirada de la cubierta vegetal, porque tradicionalmente un campo con vegetación en el terreno se considera un campo “sucio”.

5. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Tener en cuenta los riesgos es esencial para los agricultores en la toma de decisiones sobre su gestión agrícola (Chavas y Holt, 1990; Leathers y Quiggin, 1991). Los mayores riesgos a los que tienen que enfrentarse incluyen el riesgo de la producción debido a situaciones difíciles de controlar originadas por el cambio climático, y el riesgo de los mercados debido a la incertidumbre sobre los precios de insumos y de producción y la volatilidad de los mercados (Pannell et al., 2000; Moschini y Hennessy, 2001). Es probable que estos dos retos se compliquen en el futuro próximo. El riesgo relativo se reduce con la capacidad del suelo de amortiguar los episodios de clima adverso, a medida que la cantidad y diversidad de organismos del suelo aumenta la generación y fiabilidad de los servicios ecosistémicos (Altieri, 2018; Kowllner y Schmitz, 2006). Una mayor prestación de servicios ecosistémicos puede llegar a sustituir insumos costosos como los fertilizantes inorgánicos, pesticidas y energía (Altieri, 2018; Thrupp, 2000; Weitzman, 2000; Figge, 2004). Se ha demostrado científicamente que la diversificación de cultivos puede aumentar los beneficios que se espera obtener de la explotación agrícola y reducir sus riesgos futuros (Cong et al., 2014), mejorando la resistencia al estrés, y en definitiva, consiguiendo sistemas más resilientes (Lin, 2011; Degani et al., 2019). Por

lo tanto, la diversificación podría convertirse en una herramienta esencial para sostener la producción y los servicios ecosistémicos en tierras de cultivo, pastizales y bosques de producción, y debería considerarse como una importante estrategia de gestión en el contexto de la sostenibilidad del suelo y la seguridad alimentaria (Isbell et al., 2017).

Es necesario identificar aquellos cultivos y variedades que se ajustan a múltiples ambientes y a las preferencias de los agricultores. Además, la interacción entre la diversidad de los cultivos y la biodiversidad del suelo debería ser estudiada con mayor profundidad para conocer las posibles interacciones sinérgicas. Los métodos participativos aumentan la validez, precisión y eficiencia de los estudios de investigación y de sus conclusiones. Los investigadores conocen mucho mejor las características que deberían incorporarse para conseguir variedades mejoradas y saben transmitirlo de forma adecuada. Los procesos participativos también mejoran la capacidad de los agricultores para buscar información, reforzar la organización social y experimentar con diferentes especies de cultivos, variedades y formas de gestión (Clements et al., 2011). En este contexto, un enfoque muy prometedor es el establecimiento de los llamados laboratorios vivos de agroecosistemas (LVA), que tratan de valorar las prácticas y tecnologías agrícolas nuevas y las ya existentes para poder mejorar su eficacia y adoptarlas lo antes posible (Anonymous, 2019). Un LVA pone en práctica los siguientes componentes de forma simultánea: (i) método transdisciplinar; (ii) diseño y desarrollo con la ayuda de otros participantes y (iii) seguimiento, evaluación y/o investigación sobre ambientes de trabajo.

La Alianza Global por el Suelo y la Iniciativa Global sobre la Biodiversidad del Suelo son canales a través de los cuales se difunden los conocimientos basados en los estudios de los expertos, al tiempo que se programa una Evaluación Global de la Biodiversidad del Suelo en el marco de la ONU y de la FAO. Este mayor conocimiento, junto con una mayor concienciación, proporciona una oportunidad para redefinir las directrices y recomendaciones de la UE teniendo en cuenta las relaciones entre la biodiversidad existente sobre la superficie y bajo tierra (Van de Putten et al., 2018). Sin embargo, los incentivos económicos que fomentan la producción de unas cuantas cosechas seleccionadas, el empuje de las estrategias basadas en la biotecnología y en la creencia de que los monocultivos son más productivos que los sistemas diversificados han supuesto un obstáculo para impulsar este método (Lin, 2011). Asimismo, la mayor parte de la agrodiversidad global se produce en sistemas de cultivo constituidos por pequeños agricultores (Zimmerer y Vanek, 2016). Así, podría ser necesario que los gobiernos proporcionaran a los agricultores incentivos adicionales para poder conservar el capital del suelo, como una manera de incrementar los beneficios y reducir los riesgos mientras se fomenta la agricultura sostenible (Cong et al., 2014).

REFERENCES

- Altieri MA. *Agroecology : the science of sustainable agriculture*. Second Edition. CRC Press. 2018.; 2018.
- Altieri MA. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric Ecosyst Environ* 1999;74:19–31. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00028-6).
- Anonymous. *Agroecosystem Living Laboratories - Executive Report* 2019. https://www.macs-g20.org/fileadmin/macs/Annual_Meetings/2019_Japan/ALL_Executive_Report.pdf.

- Barrios E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol Econ* 2007;64:269–85. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2007.03.004>.
- Burkhardt A, Briar SS, Martin JM, Carr PM, Lachowicz J, Zabinski C, et al. Perennial crop legacy effects on nematode community structure in semi-arid wheat systems. *Appl Soil Ecol* 2019;136:93–100. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.020>.
- Chavas J-P, Holt MT. Acreage Decisions under Risk: The Case of Corn and Soybeans. *Am J Agric Econ* 1990;72:529. <https://doi.org/10.2307/1243021>.
- Clements R, Haggard J, Quezada A, & Torres J. Technologies for climate change adaptation—Agriculture sector. Roskilde: UNEP Risø Centre: 2011.
- Cong RG, Hedlund K, Andersson H, Brady M. Managing soil natural capital: An effective strategy for mitigating future agricultural risks? *Agric Syst* 2014;129:30–9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.003>.
- Degani E, Leigh SG, Barber HM, Jones HE, Lukac M, Sutton P, et al. Crop rotations in a climate change scenario: short-term effects of crop diversity on resilience and ecosystem service provision under drought. *Agric Ecosyst Environ* 2019;285:106625. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.106625>.
- De Deyn GB, Van der Putten WH. Linking aboveground and belowground diversity. *Trends Ecol Evol* 2005;20:625–33. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2005.08.009>.
- Emmerling C. Impact of land-use change towards perennial energy crops on earthworm population. *Appl Soil Ecol* 2014;84:12–5. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.06.006>.
- Figge F. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. *Biodivers Conserv* 2004;13:827–49. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000011729.93889.34>.
- Giller KE, Beare MH, Lavelle P, Izac A-MN, Swift MJ. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Appl Soil Ecol* 1997;6:3–16. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(96\)00149-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00149-7).
- Gurr GM, Wratten SD, Luna JM. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic Appl Ecol* 2003;4:107–16. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00122>.
- Hajjar R, Jarvis DI, Gemmill-Herren B. The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agric Ecosyst Environ* 2008;123:261–70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.08.003>.
- Heděnc P, Novotný D, Ust'ak S, Honzík R, Kovářová M, Šimáčková H, et al. Allelopathic effect of new introduced biofuel crops on the soil biota: A comparative study. *Eur J Soil Biol* 2014;63:14–20. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.05.002>.
- Isbell F, Adler PR, Eisenhauer N, Fornara D, Kimmel K, Kremen C, et al. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *J Ecol* 2017;105:871–9. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>.
- Koellner T, Schmitz OJ. Biodiversity, Ecosystem Function, and Investment Risk. *Bioscience* 2006;56:977–85. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[977:befair\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[977:befair]2.0.co;2).
- Kremen C, Miles A. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol Soc* 2012;17:art40. <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>.
- Leandro LFS, Eggenberger S, Chen C, Williams J, Beattie GA, Liebman M. Cropping System Diversification Reduces Severity and Incidence of Soybean Sudden Death Syndrome Caused by *Fusarium virguliforme*. *Plant Dis* 2018;102:1748–58. <https://doi.org/10.1094/PDIS-11-16-1660-RE>.
- Leathers HD, Quiggin JC. Interactions between Agricultural and Resource Policy: The Importance of Attitudes toward Risk. *Am J Agric*

- Econ 1991;73:757. <https://doi.org/10.2307/1242828>.
- Lin BB. Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. *Bioscience* 2011;61:183–93. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4>.
 - Makate C, Wang R, Makate M, Mango N. Crop diversification and livelihoods of smallholder farmers in Zimbabwe: adaptive management for environmental change. *Springerplus* 2016;5:1135. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2802-4>.
 - McCord PF, Cox M, Schmitt-Harsh M, Evans T. Crop diversification as a smallholder livelihood strategy within semi-arid agricultural systems near Mount Kenya. *Land Use Policy* 2015;42:738–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.012>.
 - Moschini G, Hennessy DA. Chapter 2 Uncertainty, risk aversion, and risk management for agricultural producers. *Handb Agric Econ* 2001;1:87–153. [https://doi.org/10.1016/S1574-0072\(01\)10005-8](https://doi.org/10.1016/S1574-0072(01)10005-8).
 - Nicol JM, Turner SJ, Coyne DL, Nijs L den, Hockland S, Maafi ZT. Current Nematode Threats to World Agriculture. *Genomics Mol. Genet. Plant-Nematode Interact.*, Dordrecht: Springer Netherlands; 2011, p. 21–43. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0434-3_2.
 - Palmu E, Ekroos J, Hanson HI, Smith HG, Hedlund K. Landscape-scale crop diversity interacts with local management to determine ground beetle diversity. *Basic Appl Ecol* 2014;15:241–9. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.03.001>.
 - Pannell DJ, Malcolm B, Kingwell RS. Are we risking too much? Perspectives on risk in farm modelling. *Agric Econ* 2000;23:69–78. [https://doi.org/10.1016/S0169-5150\(00\)00058-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5150(00)00058-X).
 - van der Putten W, Ramirez K, Poesen J, Lisa L, Simek M, Winding A, et al. Opportunities for soil sustainability in Europe. 2018.
 - Quist CW, Schrama M, de Haan JJ, Smant G, Bakker J, van der Putten WH, et al. Organic farming practices result in compositional shifts in nematode communities that exceed crop-related changes. *Appl Soil Ecol* 2016;98:254–60. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.022>.
 - Schorpp Q, Schrader S. Earthworm functional groups respond to the perennial energy cropping system of the cup plant (*Silphium perfoliatum* L.). *Biomass and Bioenergy* 2016;87:61–8. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.02.009>.
 - Swift MJ, Izac A-MN, van Noordwijk M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agric Ecosyst Environ* 2004;104:113–34. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.01.013>.
 - Thoden TC, Korthals GW, Termorshuizen AJ. Organic amendments and their influences on plant-parasitic and free-living nematodes: a promising method for nematode management? *Nematology* 2011;13:133–53. <https://doi.org/10.1163/138855410X541834>.
 - Thrupp LA. Linking Agricultural Biodiversity and Food Security: the Valuable Role of Agrobiodiversity for Sustainable Agriculture. *Int Aff* 2000;76:265–81. <https://doi.org/10.1111/1468-2346.00133>.
 - Tiemann LK, Grandy AS, Atkinson EE, Marin-Spiotta E, Mcdaniel MD. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecol Lett* 2015;18:761–71. <https://doi.org/10.1111/ele.12453>.
 - Tilman D, Downing JA. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 1994;367:363–5. <https://doi.org/10.1038/367363a0>.
 - Tilman D, Wedin D, Knops J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 1996;379:718–20. <https://doi.org/10.1038/379718a0>.
 - Weitzman ML. Economic Profitability Versus Ecological Entropy*. *Q J Econ* 2000;115:237–63. <https://doi.org/10.1162/003355300554728>.
 - WEN X, Dubinsky E, WU Y, YU R, CHEN F. Wheat, maize and sunflower cropping systems selectively influence bacteria community structure

and diversity in their and succeeding crop's rhizosphere. *J Integr Agric* 2016;15:1892–902. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61147-9](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61147-9).

- Zhou X, Liu J, Wu F. Soil microbial communities in cucumber monoculture and rotation systems and their feedback effects on cucumber seedling growth. *Plant Soil* 2017;415:507–20. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3181-5>.
- Zimmerer KS, Vanek SJ. Toward the integrated framework analysis of linkages among agrobiodiversity, livelihood diversification, ecological systems, and sustainability amid global change. *Land* 2016;5:1–28. <https://doi.org/10.3390/land5020010>.

CAPÍTULO 3

SISTEMAS DE LABOREO QUE AMENAZAN O FOMENTAN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Krista Peltoniemi¹, Tuomas Mattila², Visa Nuutinen³, Stefan Schrader⁴ y Lieven Waeyenberge⁵

¹ Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Latokartanonkaari 7, 00790 Helsinki, Finlandia

² Granja Kilpiä, Töllintie 277, 03850 Pusula, Finlandia

³ Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Tietotie 4, 31600 Jokioinen, Finlandia

⁴ Instituto Thünen de Biodiversidad, Bundesallee 65, 38116 Braunschweig, Alemania

⁵ ILVO, Instituto de Investigación de Agricultura, Pesca y Alimentación de Flandes, Burg. Van Gansberghelaan 96, B-9820 Merelbeke, Bélgica

RESUMEN

El laboreo es una de las prácticas de gestión del suelo más habituales en los ecosistemas agrícolas de todo el mundo. El sistema convencional de arado de vertedera está justificado por la utilización eficiente de los residuos de los cultivos, por la preparación de lechos de siembra y por la gestión de la maleza. La utilización del arado en el laboreo implica cambios físicos, químicos y biológicos en el suelo, con sus consabidos efectos negativos. Una calidad del suelo más pobre debido a la reducción de carbono y otros nutrientes, junto con los efectos negativos en la estructura del suelo, pone en entredicho el uso frecuente e intensivo del arado como ideal de sistema de laboreo. El laboreo también cambia la composición de las comunidades del suelo, y puede reducir tanto la cantidad como la diversidad de organismos edáficos beneficiosos. Entre éstos se incluyen microorganismos y animales del suelo como: (i) organismos ingenieros químicos que descomponen la materia orgánica del suelo y reciclan carbono y otros nutrientes; (ii) reguladores biológicos que controlan otros organismos edáficos; y (iii) organismos ingenieros del ecosistema que forman y mantienen la estructura óptima del suelo. Su importante contribución a la prestación de servicios ecosistémicos en suelos agrícolas exige un profundo estudio de los impactos del laboreo en la biodiversidad del suelo. Se sabe que los sistemas en los que se aplica un mínimo laboreo o sin laboreo, junto con la conservación de los residuos de cultivos y la aplicación de rotaciones diversificadas de cultivos, fomentan la biodiversidad del suelo. Es necesario poner en práctica y continuar desarrollando alternativas al laboreo convencional, así como emplear y preservar la biodiversidad del suelo, con el fin de mejorar la sostenibilidad de la agricultura. Este capítulo trata de cómo afecta el laboreo del suelo a los organismos edáficos dentro de un marco funcional, con el fin de proporcionar perspectivas de mantenimiento y mejora en las labores agrícolas.

Palabras clave: laboreo, biodiversidad del suelo, calidad del suelo

1. TIPOS DE LABOREO Y SUS IMPACTOS.

Los sistemas de laboreo pueden clasificarse como convencional, laboreo mínimo, o sin laboreo (Tabla 3.1). Por laboreo convencional se entiende la roturación con arado de reja y vertedera que voltea el suelo desde una profundidad de entre 15 y 35 cm (“laboreo de inversión”). Laboreo mínimo se refiere a trabajar sólo la parte más superficial del suelo, sin voltearlo; y la ausencia de laboreo consiste en la siembra directa de los cultivos.

Con el laboreo de los campos de cultivo se busca incorporar residuos de cultivos, estiércol y otros fertilizantes orgánicos; agilizar la descomposición y el ciclo de nutrientes mientras se controlan la maleza y los patógenos de las plantas, y aflojar, nivelar y airear el suelo para la preparación de lechos de siembra (Whalen y Sampredo, 2010). El laboreo modifica significativamente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El tipo y magnitud de los efectos varía dependiendo de las propiedades del suelo, las condiciones climatológicas y los aperos de labranza utilizados. Por ejemplo, cuando el suelo se trabaja con un arado de vertedera cada temporada es probable que se reduzca la materia orgánica de la capa superior del suelo, y la superficie que se queda desprotegida por el laboreo, se vuelve vulnerable a la erosión y a la lixiviación de nutrientes (Palm et al., 2014). En los suelos que tienden a la compactación, el laboreo de temporada influye en el desarrollo de una suela de labor, separando la parte superior del suelo de la inferior, actuando como una barrera para el crecimiento de raíces y la infiltración de agua. Además, el laboreo puede alterar los espacios porosos en los que habitan los organismos edáficos, dificultando así su movilidad.

Tabla 3.1. Sistemas de laboreo, según el impacto mecánico sobre el suelo

Sistema de laboreo	Impacto sobre el suelo	Superficial (<8 cm)	Profundo (~15-35 cm)
Laboreo Convencional	Inversión	Gradas de disco, arado poco profundo	Arado
Laboreo mínimo	Mezcla – sin inversión	Arado chisel, gradas (grada de púas, grada rotatoria, grada de paja, grada alternativa)	Cultivador, fresadora de martillos, fresadora.
Sin laboreo	Sin mezcla – sin inversion	Sin laboreo	Subsolador

2. ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

La biota del suelo se puede agrupar de formas variadas dependiendo de su tamaño o de su función ecológica. Aquí usaremos la clasificación de Turbé et al. (2010) que reconoce tres grupos diferentes según su función: (i) los ingenieros químicos entre los que se incluyen los descomponedores como bacterias y hongos, algunos protistas, algunos nematodos, colémbolos, muchos ácaros, enquitreidos y lombrices de tierra, son los responsables de descomponer los residuos de las plantas y de controlar los ciclos de nutrientes; (ii) los reguladores biológicos se alimentan de microorganismos edáficos, o son depredadores de la fauna edáfica y, por lo tanto, conforman las comunidades edáficas en el espacio y en el tiempo. Este grupo está constituido por muchos protistas y nematodos, colémbolos, algunos ácaros, enquitreidos y lombrices de tierra. (iii) los ingenieros del ecosistema modifican la estructura del suelo produciendo agregados del suelo y redes de poros, que proporcionan un hábitat a organismos inferiores y controlan el nivel del agua de la tierra y la aireación del suelo. Los enquitreidos y las lombrices de tierra pertenecen a este grupo. Esta clasificación refleja la multifuncionalidad de los organismos del suelo y, por lo tanto, alguna biota del suelo puede ubicarse en más de un grupo.

3. EL LABOREO CAMBIA LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

En los trabajos de laboreo se produce un enterramiento de los residuos de la superficie, que destruye los hábitats de las especies que dependen del mantillo de residuos. Se alteran las galerías naturales y los espacios porosos del suelo y, la temperatura y los niveles de humedad del suelo, cambian. El laboreo frecuente puede causar una disminución de la materia orgánica a largo plazo, el recurso básico de los descomponedores; y esto, a su vez, puede reducir la capacidad del suelo de mantener poblaciones de organismos. Por eso no es de extrañar que la biodiversidad del suelo mejore con una baja frecuencia e intensidad de laboreo (Tsiafouli et al., 2015). En general, los invertebrados edáficos de gran tamaño, los más vulnerables al daño físico causado por el laboreo, son también los que más se benefician de una alteración física de baja intensidad (Kladivko, 2001). Sin embargo, no todos los organismos edáficos responden de la misma manera, como se demuestra en la revisión de la literatura llevada a cabo con 150 fuentes (van Capelle et al., 2012). Por ejemplo, la cantidad y diversidad de especies de colémbolos y ácaros descienden cuando se minimiza la intensidad del laboreo; y los enquitreidos se benefician de un laboreo mínimo, aunque su número se reduce con sistemas sin laboreo (van Capelle et al., 2012). En los siguientes apartados describiremos los cambios que provoca el laboreo en las comunidades edáficas, utilizando como ejemplo a los típicos representantes de ingenieros químicos (bacterias y hongos), reguladores biológicos (nematodos) e ingenieros de ecosistemas (lombrices de tierra).

3.1. INGENIEROS QUÍMICOS: BACTERIAS Y HONGOS

En términos generales, hay menos biomasa microbiana en los sistemas de laboreo convencional que en los sistemas sin laboreo (Whalen y Sampedro, 2010). Basándonos en los resultados de más de 60 experimentos de campo europeos llevados a cabo a lo largo de varios años, el laboreo mínimo suele venir acompañado de un mayor contenido de carbono microbiano, comparado con el laboreo con arado (D'Hose et al., 2018). El potencial de las bacterias de producir polisacáridos, que fomentan la agregación del suelo, no se redujo después del laboreo (Cania et al., 2019); y otro estudio concluyó que la relativa abundancia de filos de bacterias dominantes se producía de forma similar en terrenos trabajados con laboreo mínimo y sin laboreo (Tyler, 2019). Estos resultados sugieren que las comunidades bacterianas no se ven muy afectadas por el laboreo. Sin embargo, se llegó a la conclusión de que el laboreo altera la distribución vertical de las bacterias del suelo, en mayor proporción que la que se registra en las comunidades de hongos (Sun et al., 2018). Se suele aceptar que el laboreo afecta a los hongos más que a las bacterias, ya que sus grandes redes de hifas se pueden romper con el laboreo. Parece que está claro que los hongos dominan sobre las bacterias en sistemas sin laboreo (Hendrix et al., 1986), y que la longitud de sus hifas se acorta con los sistemas de laboreo (Oehl et al., 2004). En muchos estudios, el laboreo también ha demostrado ser un importante elemento causante del estrés que produce un descenso del potencial del inóculo fúngico (ej., Jasper et al., 1991; Usuki et al., 2007; Al-Karaki, 2013). Säle et al. (2015) descubrieron una alta diversidad de hongos micorrícicos arbusculares en sistemas de laboreo mínimo. Así, parece que los sistemas sin laboreo son hábitats favorables tanto para hongos micorrícicos que colonizan las raíces de las plantas como para los saprófitos que se desarrollan en los residuos de las plantas

Los impactos del laboreo no siempre se pueden separar de la influencia de otros factores, tales como la influencia del sistema convencional frente al sistema de gestión orgánico, o del ambiente físico en el que viven los organismos (suelo circundante o rizosfera). Por ejemplo, Hartman et al. (2018) descubrieron que, en los sistemas de gestión convencional y orgánica llevados a cabo con diferentes intensidades de laboreo, las comunidades bacterianas del suelo se estructuraban principalmente según el laboreo; mientras que las comunidades de hongos respondían básicamente al tipo de gestión, con efectos adicionales debidos al laboreo.

El laboreo mínimo no implica necesariamente comunidades microbianas más diversas. Essel et al. (2019) sugieren que los cambios en la composición de las comunidades se pueden explicar más por la pérdida de taxón, que por la modificación del mismo. Por lo tanto, los taxones indicadores microbianos que responden a los métodos de laboreo podrían, en ciertos casos, ser más efectivos a la hora de detectar la dirección del cambio que las mediciones de la diversidad general.

3.2. REGULADORES BIOLÓGICOS:

NEMATODOS

Treonis et al. (2010) comprobaron la existencia de un mayor número de microorganismos descomponedores después de haber añadido enmiendas orgánicas y laboreo a una profundidad de 0 a 5 cm, así como un descenso en el número de nematodos fitoparásitos. Observaron que el laboreo reducía únicamente la cantidad relativa de nematodos que se alimentan de hongos, y aumentaban la densidad de nematodos que se alimentan de bacterias. Otro experimento concluyó que, el laboreo en general, ejercía escaso efecto en las densidades de la mayoría de las especies de nematodos examinadas, y la rotación de cultivos resultó más importante que el laboreo en la gestión de nematodos fitoparásitos (McSorley y Gallaher, 1993). Un estudio realizado por Ito et al. (2015) indicó que, comparado con el tratamiento de cubiertas vegetales y la aplicación de estiércol, la inversión del laboreo afectaba mucho más intensamente a la comunidad de nematodos. Las prácticas agrícolas orgánicas se consideran beneficiosas para la diversidad del suelo; sin embargo, las actividades del laboreo frecuente que se requieren para incorporar las enmiendas orgánicas o para controlar las malas hierbas, redujeron la diversidad de las comunidades de nematodos hasta un nivel similar al observado en el sistema convencional (Berkelmans et al., 2003). Se puede concluir que los resultados del impacto del laboreo en los nematodos no son concluyentes, y se pueden considerar incluso contradictorios. Hay que abordar este estudio teniendo en cuenta las variantes dentro de los diferentes sistemas y las que existen entre ellos, el tipo de suelo y el clima, para poder llegar a conclusiones más generales y más fiables. Los perfiles moleculares de las comunidades de nematodos pueden ser la base de estos trabajos (Bongiorno et al., 2019).

3.3 INGENIEROS DEL ECOSISTEMA:

LOMBRICES DE TIERRA

Según un meta análisis llevado a cabo recientemente, la densidad de las lombrices de tierra fue, de promedio, un 137% mayor en los suelos sin laboreo, y un 127% en los suelos en donde se aplicó un laboreo mínimo comparado con los suelos trabajados con arado (Briones y Schmidt, 2017). Los porcentajes de biomasa correspondientes a los suelos sin laboreo y laboreo mínimo fue de 196% y 101%, respectivamente. Los impactos positivos se desarrollaron a lo largo del tiempo, de la misma manera que se observaron impactos más pronunciados en aquellos suelos donde se había aplicado un sistema de laboreo mínimo durante más de diez años. Además, estos impactos positivos fueron relativamente fuertes en climas cálidos y en suelos de textura fina y arcillosa.

Las especies de lombrices de tierra se pueden dividir en tres grupos ecológicos: habitantes de la hojarasca, excavadores de túneles poco profundos y excavadores profundos. Se ha demostrado que los que habitan en la hojarasca y en los excavadores profundos son los más beneficiados de que no se are el suelo (Briones y Schmidt, 2017), lo cual

es comprensible ya que el laboreo con inversión entierra los residuos de cultivos, su fuente de alimentación. Este meta análisis también concluyó que mantener residuos de cultivos en la superficie aumenta, generalmente, los efectos positivos del laboreo mínimo. Todas las lombrices de tierra se exponen a heridas físicas producidas por aperos de labranza. El laboreo con arado también los puede sepultar en capas de tierras poco apropiadas, un efecto que puede ser particularmente dañino para las lombrices jóvenes y para las cápsulas con los huevos.

En suelos sometidos a laboreo, el impacto de las lombrices de tierra no es necesariamente beneficioso en todos los casos y situaciones. Las lombrices que buscan alimento pueden causar efectos estructurales perjudiciales para la capa más superficial del suelo (Shuster et al., 2000); el flujo de agua y nutrientes puede resultar excesivo para los túneles excavados por las lombrices (Shipitalo y Gibbs, 2000), y la actividad de las lombrices aumenta las emisiones de gases del suelo, que puede que no se compense con la estabilización del carbono del suelo que estos organismos realizan simultáneamente (Lubbers et al., 2017). Sin embargo, la mayor cantidad de lombrices que se observa en sistemas de laboreo mínimo o sin laboreo, puede considerarse como un cambio beneficioso, gracias a su contribución a los servicios del ecosistema de los suelos, tales como, el incremento del rendimiento de las cosechas, la mejora en la disponibilidad de nitrógeno (van Groenigen et al., 2015), la regulación del agua (Andriuzzi et al., 2015), la formación del suelo (Shipitalo y Le Bayon, 2004) y el control biológico (Wolfarth et al., 2011).

4. LA EXPERIENCIA DE UN AGRICULTOR

En mi infancia, en la década de los 80, nuestro paisaje agrario en el sur de Finlandia era constantemente negro desde octubre hasta abril. La rotación de cultivos consistía en cereales de primavera y el laboreo con arado eran la norma. En la década de los 90, el arado se sustituyó gradualmente por el laboreo mínimo, utilizando un cultivador de púas en algunas zonas. Cuando comencé con la explotación agrícola en la década de 2000, apliqué los conocimientos aprendidos durante mis años en la universidad y estudié muy bien los suelos de nuestra explotación. La cantidad de lombrices era escasa, la agregación del suelo pobre, las raíces muy limitadas y el suelo muy mal compactado. Tenía que hacer algo.

Mi primera decisión fue introducir pasto y legumbres en la rotación, ya que pensaba que unas raíces más fuertes podrían mejorar la estructura del suelo. En parte tuve razón, pero el suelo ya estaba compactado y usar el arado lo empeoró (en aquel momento se consideró necesario); y la hierba agravó la situación aún más. También planté cereales de invierno, que parecían funcionar mejor que las variantes plantadas en primavera. Incluso después de arar una buena cosecha de hierba en otoño, nuestros suelos estaban duros en primavera y necesitaron una grada vibrante para crear una cama de siembra. Después, un año me sorprendió el tiempo, que provocó un gran cambio en nuestro sistema de laboreo.

2012 fue un año muy húmedo y en la época de cultivo hizo mucho frío. Por lo tanto, nuestra cosecha de alubias tenía que estar lista en septiembre, y

muchos de los campos ya estaban anegados. Tuve que dejar las alubias sin cosechar en uno de mis campos, y el cultivo intercalado de raigrás tuvo que dejarse para la primavera. Cuando empecé a labrar la tierra en primavera, no podía creer lo que veía, el suelo que generalmente estaba apelmazado y duro parecía un lecho de flores. El suelo estaba suelto y se podía labrar y cavar con las mismas manos.

¿Qué había pasado? Aprendí que nuestros suelos son limosos, que tienen muy poca estabilidad de agregados, si los agregados no se mantienen o forman durante el invierno por la acción de raíces vivas u organismos edáficos. Ahí fue cuando cambiamos y empezamos a usar raíces vivas como principal herramienta de laboreo (Figura 3.1a). Actualmente, nuestro objetivo es aguantar menos de tres semanas al año sin cultivos. Plantamos cubiertas vegetales entre cada cosecha y los dejamos todo el invierno (Figura 3.1b). Las cubiertas vegetales dejadas todo el invierno se convierten poco a poco en mantillo cubriendo la capa superior del suelo si se utiliza un arado chisel (de agresión mínima), y en la siguiente cosecha plantamos bajo la capa de mantillo.

¿Las cubiertas vegetales y el cultivo continuo solucionaron todos nuestros problemas? Claramente no; sin embargo, ahora nos centramos en mejorar la estructura del suelo y en dar más profundidad a la capa de raíces activas. Nos preocupamos de tener un buen drenaje y de reducir la compactación, combinando el subsolado con una buena actividad de las raíces. La combinación de una buena estructura del suelo, la utilización del mantillo y de la actividad de las raíces ha proporcionado un ambiente adecuado para las lombrices de tierra, un buen complemento para nuestro arsenal de proveedores de laboreo. Hoy en día me resulta extraño que haya menos de cuatro lombrices en un palada de suelo.

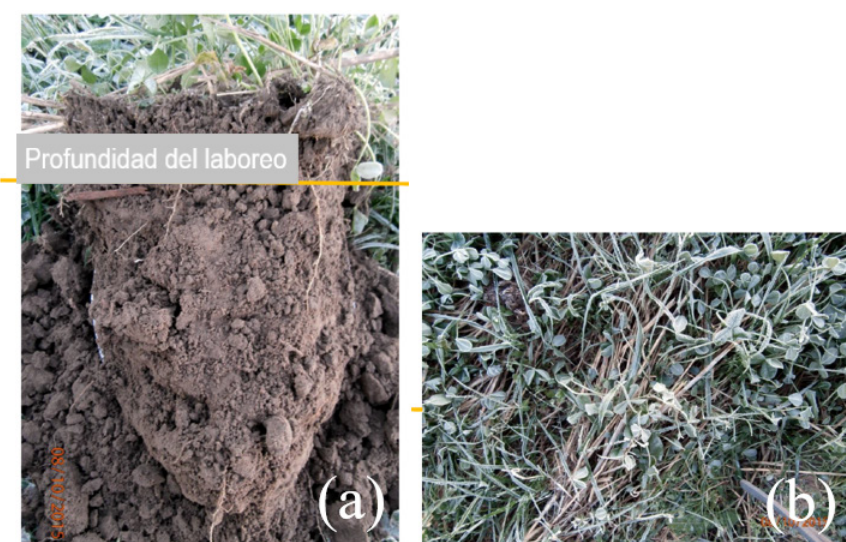


Figura 3.1. a) Objetivo de laboreo del suelo para el otoño, para suelos limosos y arenosos: cubierta de mantillo, raíces vivas, sin compactación. b) La preparación del suelo en primavera implica eliminar el cultivo de trébol blanco con una pasada con arado chisel.

5. PERSPECTIVAS DE FUTURO EN LA GESTIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Debido a la creciente concienciación de los problemas que causa el laboreo intensivo con arado, se han empezado a utilizar otros sistemas como el laboreo mínimo o el no laboreo. La agricultura de conservación determina una serie de prácticas como la minimización del laboreo acompañada del mantenimiento de un mantillo superficial de residuos de los cultivos sobre el suelo, o la rotación de cultivos. Estas prácticas son eficaces para controlar la erosión y para aumentar el contenido de materia orgánica del suelo en su capa superior. La eficacia de estas prácticas en la conservación de la biodiversidad del suelo es menos consistente, y necesita un estudio más profundo (Kleijn et al., 2019).

Conseguir una comunidad de organismos del suelo diversa es un factor clave para prevenir la erosión y la pérdida de agua, carbono y otros nutrientes; y se necesita un mayor conocimiento para comprender cómo le afectan las prácticas de gestión del suelo a la biodiversidad de los suelos de cultivo. Se cuenta con métodos muy sofisticados para estudiar la biodiversidad del suelo, y se están adaptando constantemente para poder proporcionar las mejores herramientas a nuestro alcance para identificar y cuantificar la vida útil del mismo. Se recomienda llevar a cabo actividades de investigación colaborativas, trabajando conjuntamente con agricultores europeos para superar retos agrícolas futuros, que el cambio climático acentuará. Se debe preservar y desarrollar un sistema de producción de alimentos sostenible para las futuras generaciones.

REFERENCIAS

- Al-Karaki GN. The Role of Mycorrhiza in the Reclamation of Degraded Lands in Arid Environments. *Dev. Soil Classif. L. Use Plan. Policy Implic.*, Dordrecht: Springer Netherlands; 2013, p. 823–36. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5332-7_48.
- Andriuzzi WS, Pulleman MM, Schmidt O, Faber JH, Brussaard L. Anecic earthworms (*Lumbricus terrestris*) alleviate negative effects of extreme rainfall events on soil and plants in field mesocosms. *Plant Soil* 2015;397:103–13. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2604-4>.
- Berkelmans R, Ferris H, Tenuta M, van Bruggen AH. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders disappear after 1 year of disruptive soil management. *Appl Soil Ecol* 2003;23:223–35. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00047-7).
- Bongiorno G, Bodenhausen N, Bünemann EK, Brussaard L, Geisen S, Mäder P, et al. Reduced tillage, but not organic matter input, increased

nematode diversity and food web stability in European long-term field experiments. *Mol Ecol* 2019;28:4987–5005. <https://doi.org/10.1111/mec.15270>.

- Briones MJJ, Schmidt O. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Glob Chang Biol* 2017;23:4396–419. <https://doi.org/10.1111/gcb.13744>.
- Cania B, Vestergaard G, Krauss M, Fliessbach A, Schloter M, Schulz S. A long-term field experiment demonstrates the influence of tillage on the bacterial potential to produce soil structure-stabilizing agents such as exopolysaccharides and lipopolysaccharides. *Environ Microbiome* 2019;14:1. <https://doi.org/10.1186/s40793-019-0341-7>.
- van Capelle C, Schrader S, Brunotte J. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota – A review with a focus on German data. *Eur J Soil Biol* 2012;50:165–81. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.02.005>.
- D’Hose T, Molendijk L, Van Vooren L, van den Berg W, Hoek H, Runia W, et al. Responses of soil biota to non-inversion tillage and organic amendments: An analysis on European multiyear field experiments. *Pedobiologia (Jena)* 2018;66:18–28. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2017.12.003>.
- Essel E, Xie Junhong, Deng C, Peng Z, Wang J, Shen J, et al. Bacterial and fungal diversity in rhizosphere and bulk soil under different long-term tillage and cereal/legume rotation. *Soil Tillage Res* 2019;194:104302. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104302>.
- van Groenigen JW, Lubbers IM, Vos HMJ, Brown GG, De Deyn GB, van Groenigen KJ. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Sci Rep* 2015;4:6365. <https://doi.org/10.1038/srep06365>.
- Hartman K, van der Heijden MGA, Wittwer RA, Banerjee S, Walser J-C, Schlaeppi K. Cropping practices manipulate abundance patterns of root and soil microbiome members paving the way to smart farming. *Microbiome* 2018;6:14. <https://doi.org/10.1186/s40168-017-0389-9>.
- Hendrix PF, Parmelee RW, Crossley DA, Coleman DC, Odum EP, Groffman PM. Detritus Food Webs in Conventional and No-Tillage Agroecosystems. *Bioscience* 1986;36:374–80. <https://doi.org/10.2307/1310259>.
- Ito T, Araki M, Komatsuzaki M, Kaneko N, Ohta H. Soil nematode community structure affected by tillage systems and cover crop managements in organic soybean production. *Appl Soil Ecol* 2015;86:137–47. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.003>.
- Jasper DA, Abbott LK, Robson AD. The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types. *New Phytol* 1991;118:471–6. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1991.tb00029.x>.
- Kladvko EJ. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res* 2001;61:61–76. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00179-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9).
- Kleijn D, Bommarco R, Fijen TPM, Garibaldi LA, Potts SG, van der Putten WH. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends Ecol Evol* 2019;34:154–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>.
- Lubbers IM, Pulleman MM, Van Groenigen JW. Can earthworms simultaneously enhance decomposition and stabilization of plant residue carbon? *Soil Biol Biochem* 2017;105:12–24. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.008>.

- McSorley R, Gallaher RN. Effect of crop rotation and tillage on nematode densities in tropical corn. *J Nematol* 1993.
- Oehl F, Sieverding E, Ineichen K, Ris E-A, Boller T, Wiemken A. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi at different soil depths in extensively and intensively managed agroecosystems. *New Phytol* 2004;165:273–83. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01235.x>.
- Palm C, Blanco-Canqui H, DeClerck F, Gatere L, Grace P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric Ecosyst Environ* 2014;187:87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>.
- S  le V, Aguilera P, Laczko E, M  der P, Berner A, Zihlmann U, et al. Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biol Biochem* 2015;84:38–52. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.005>.
- Shipitalo MJ, Le Bayon RC. *Earthworm Ecology*. CRC Press; 2004. <https://doi.org/10.1201/9781420039719>.
- Shipitalo MJ, Gibbs F. Potential of Earthworm Burrows to Transmit Injected Animal Wastes to Tile Drains. *Soil Sci Soc Am J* 2000;64:2103–9. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6462103x>.
- Shuster W., Subler S, McCoy E. Foraging by deep-burrowing earthworms degrades surface soil structure of a fluventic Hapludoll in Ohio. *Soil Tillage Res* 2000;54:179–89. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00094-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00094-5).
- Sun R, Li W, Dong W, Tian Y, Hu C, Liu B. Tillage Changes Vertical Distribution of Soil Bacterial and Fungal Communities. *Front Microbiol* 2018;9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00699>.
- Treonis AM, Austin EE, Buyer JS, Maul JE, Spicer L, Zasada IA. Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. *Appl Soil Ecol* 2010;46:103–10. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.06.017>.
- Tsiafouli MA, Th  bault E, Sgardelis SP, de Ruiter PC, van der Putten WH, Birkhofer K, et al. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Glob Chang Biol* 2015;21:973–85. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.
- Turb   A, De Toni A, Benito P, Lavelle Patrick, Lavelle Perrine, Ruiz N, et al. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).; 2010. https://doi.org/http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/biodiversity_report.pdf.
- Tyler HL. Bacterial community composition under long-term reduced tillage and no till management. *J Appl Microbiol* 2019;126:1797–807. <https://doi.org/10.1111/jam.14267>.
- Usuki K, Yamamoto H, Tazawa J. Effects of previous cropping and tillage system on growth of maize and symbiotic association with arbuscular mycorrhizal fungi in central region of Japan. *Japanese J Crop Sci* 2007;76:394–400. <https://doi.org/10.1626/jcs.76.394>.
- Whalen JK, Sampedro L. *Soil Ecology and Management*. CAB International; 2010.
- Wolfarth F, Schrader S, Oldenburg E, Weinert J, Brunotte J. Earthworms promote the reduction of Fusarium biomass and deoxynivalenol content in wheat straw under field conditions. *Soil Biol Biochem* 2011;43:1858–65. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.05.002>.

CAPÍTULO 4

LAS COMUNIDADES DE FAUNA DEL SUELO COMO REGULADORES BIOLÓGICOS DE HONGOS FITOPATÓGENOS

Stefan Schrader¹, Christine van Capelle¹ y Friederike Meyer-Wolfarth²

¹ Instituto Thünen de Biodiversidad, Bundesallee 65, 38116 Braunschweig, Alemania

² Instituto Julius Kühn, Instituto para la protección de las plantas en los cultivos de campo y los pastizales, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig, Alemania

RESUMEN

Las especies fitopatógenas del hongo del género *Fusarium* pueden infectar una gran variedad de cultivos de cereales. Debido a que producen componentes tóxicos secundarios (micotoxinas), sus infecciones causan importantes pérdidas económicas anuales en los sistemas agrícolas europeos. Para la prevención y control del *Fusarium* y sus micotoxinas, los agricultores pueden aplicar medidas de gestión alternativas, tales como evitar rotaciones de cultivo cortas, cultivar variedades con baja susceptibilidad al patógeno, y utilizar tratamientos fungicidas integrados. Sin embargo, los agricultores no están solos a la hora de proteger sus cultivos y asegurar cosechas económicamente rentables y de alta calidad. Cuentan con una ayuda subterránea, donde habita una gran diversidad de organismos que se alimentan de hongos y que favorecen la salud del suelo. Los organismos edáficos fungívoros juegan un papel crucial como reguladores biológicos que contribuyen muy significativamente a la provisión de servicios ecosistémicos. Este capítulo se centra en las medidas de manejo agrícola y los servicios ecosistémicos inducidos por la fauna del suelo como un sistema sinérgico, eficaz en la lucha contra el *Fusarium* y sus micotoxinas. Esta sinergia es muy valiosa en el contexto de conseguir una mejora de la salud del suelo, el rendimiento de los cultivos y la calidad de los residuos post-cosecha. Este sistema sinérgico puede representar una herramienta importante hacia la consecución de una producción agrícola sostenible a largo plazo.

Palabras clave: Reguladores biológicos, residuos de cultivo, infección de *Fusarium*, micotoxinas, servicios ecosistémicos, salud del suelo.

1. LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO TIENE DOS CARAS

Los organismos no se distribuyen de forma homogénea en el suelo, sino que están agregados en determinados puntos calientes de actividad. Aunque se calcula que estos puntos calientes ocupan menos del 10% del volumen total del suelo, representan el 90% de la actividad biológica total (Beare et al., 1995). Estas zonas de actividad habitualmente incluyen: las capas del suelo que rodean a las raíces de las plantas (rizosfera); las paredes de las galerías excavadas por las lombrices de tierra, incluyendo sus excreciones fecales (drilosfera); o la materia orgánica muerta (detritosfera), como son los residuos de cultivos que forman un mantillo superficial en los sistemas de agricultura de conservación. Esta cubierta de materia orgánica estimula la diversidad de organismos edáficos y los procesos de descomposición que ellos mismos controlan, lo que pueden mejorar el equilibrio del humus del suelo.

A primera vista, un aumento de la actividad biológica y la biodiversidad del suelo, son buenas noticias. Sin embargo, un análisis más detallado, revela que fomentar la actividad biológica no siempre es positivo, ya que los organismos dañinos también se benefician de la presencia de residuos de cultivos en la superficie del suelo. Por tanto, la actividad biológica del suelo es como la cabeza de Jano con dos caras. Un serio problema es el riesgo creciente de infección causada por hongos fitopatogénicos que residen en el suelo. Estos hongos dañinos sobreviven como saprófitos, colonizando los residuos de la cosecha, y ponen en peligro la salud de los cultivos subsiguientes. Las especies de *Fusarium* están entre los hongos patogénicos más importantes de cereales y maíz en todo el mundo (Yli-Mattila, 2010). Dado que *Fusarium* secreta productos metabólicos tóxicos (micotoxinas), la infestación puede reducir la calidad y cantidad de la cosecha, lo que implica pérdidas económicas. Las micotoxinas más comunes que produce este género de hongos incluyen el deoxinivalenol (DON), sus derivados acetilados (ej. 3-acetildeoxinivalenol (3-AcDON)), zearalenona (ZEN) y las fumonisinas. La contaminación con esas toxinas supone un serio riesgo para la salud de los animales y los seres humanos, y por ello, condiciona el aprovechamiento de los cultivos para la producción de alimentos para humanos y animales (Ferrigo et al., 2016).

Uno de los factores más importantes que influyen en el ciclo vital y desarrollo de las poblaciones de las especies de *Fusarium* es el clima. Los cambios en las precipitaciones, así como el aumento tanto de las temperaturas medias como de las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera, pueden aumentar el estrés abiótico, afectando directamente a los mecanismos de defensa de los cultivos (Vaughan et al., 2018). Además, la penetración de insectos en las plantas y en los órganos de las plantas, puede favorecer una mayor susceptibilidad a la colonización de hongos toxigénicos, y por tanto las infecciones de *Fusarium*. Por ello, se prevé que aumenten las tasas de infestación de cereales y maíz en el futuro (Vaughan et al., 2016). Con respecto a la agricultura sostenible y la seguridad alimentaria, se necesitan implementar métodos de manejo agrícola que permitan prevenir o mitigar de forma eficaz la infestación de *Fusarium*.

2. LOS ORGANISMOS EDÁFICOS COMO REGULADORES BIOLÓGICOS

Según el sistema general de clasificación (Turbé et al., 2010), la reserva de biodiversidad del suelo se divide en tres grupos funcionales: (i) ingenieros químicos que descomponen los residuos orgánicos; (ii) ingenieros del ecosistema que contribuyen a la formación de la estructura del suelo; y (iii) reguladores biológicos que modifican las comunidades de biota del suelo. Existen varios grupos de organismos edáficos que actúan como reguladores biológicos al utilizar los hongos fitopatogénicos, o el material vegetal infectado por los hongos, como fuentes de alimento, y por tanto contribuyen de forma natural a la regulación del patógeno. Lagerlöf et al. (2011), por ejemplo, demostraron que, cuando se inoculan nemátodos fungívoros, la cantidad de hongos patogénicos se reduce significativamente. Además, numerosos estudios indican que las especies de *Fusarium* son, con frecuencia, preferidas como fuente de alimento frente a otras especies de hongos presentes en el suelo (Goncharov et al., 2020). Los sustratos infectados por *Fusarium* (ej. residuos de cultivos), representan una fuente de nutrientes adecuada para la fauna del suelo debido a su mayor contenido de nitrógeno y una relación C:N más baja (Larsen et al., 2008). Por otra parte, algunos estudios sugieren que, además de las actividades alimenticias de especies individuales, las interacciones entre distintas especies fungívoras presentes en las comunidades edáficas desempeñan un papel crucial a la hora de reducir la biomasa de *Fusarium* en suelos agrícolas (Sabatini e Innocenti, 2001; Goncharov et al., 2020).

Para valorar y evaluar el potencial antagonístico de las especies fungívoras presentes en las comunidades edáficas, en el contexto de la regulación de *Fusarium*, se han llevado a cabo varios estudios en los últimos años con el fin de conocer el impacto que causan los organismos clave incluidos en las distintas clases de tamaño (Figura 4.1.), entre los que se encuentran la macrofauna (ej. lombrices de tierra), mesofauna (ej. ácaros, enquitreidos) y microfauna (ej. nematodos).

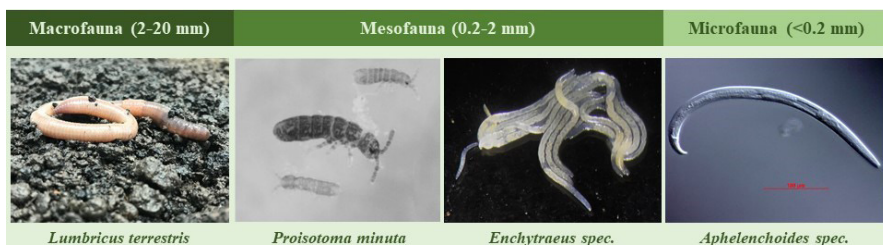


Figura 4.1. Organismos fungívoros clave pertenecientes a tres clases de tamaño: macrofauna (ej. lombrices), mesofauna (ej. ácaros, enquitreidos) y microfauna (ej. nematodos). Los valores entre paréntesis indican los rangos de tamaño según su diámetro corporal.

Goncharov et al. (2020) realizaron una revisión bibliográfica para saber si, las comunidades edáficas y sus interacciones, contribuyen a contrarrestar los incrementos en la infestación de *Fusarium* y la contaminación por micotoxinas. Los resultados demostraron que la fauna del suelo acelera significativamente la degradación de la biomasa de *Fusarium*, y reduce las concentraciones de micotoxinas en los residuos de cultivos (ver el resumen general del estudio de Goncharov et al., 2020). Concretamente, los descomponedores primarios de las comunidades de lombrices, contribuyen de forma importante al control de fitopatógenos. Estas especies utilizan directamente los residuos de las plantas infectadas como fuente de alimento, y los incorporan al suelo a lo largo de su sistema extensivo de galerías. De esta forma, el proceso de formación de esporas de *Fusarium*, que requiere luz (Inch y Gilbert, 2003), se reduce, y con ello el riesgo de propagación, incluso sin llegar a arar el suelo. La Figura 4.2. describe una aproximación experimental para estudiar el potencial de biorregulación de las lombrices de tierra (*Lumbricus terrestris*) en el campo.

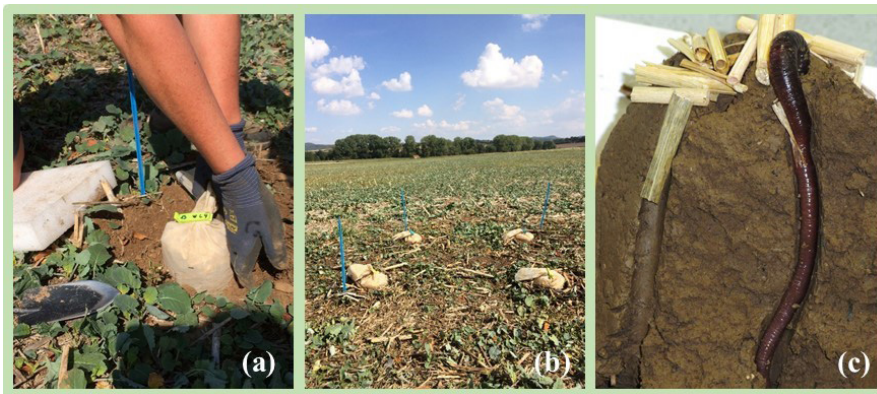


Figura 4.2. Experimento de campo para evaluar el potencial de biorregulación de las lombrices de tierra. (a) Inserción de los mesocosmos en el campo (bolsas de malla con tierra, residuos de cultivos y la especie de lombriz de tierra *Lumbricus terrestris*), (b) mesocosmos en el campo, y (c) incorporación de rastrojos al suelo por las lombrices en los mesocosmos.

Con respecto a los animales edáficos de menor tamaño (mesofauna y microfauna), otros estudios sugieren que las comunidades constituidas por diferentes grupos de organismos son muy eficaces a la hora de reducir la biomasa de *Fusarium*, las concentraciones de micotoxinas, e incrementan la salud del suelo de forma sostenible. Los estudios de laboratorio indican que las interacciones entre representantes de la mesofauna (ej. colémbolos, enquitreidos), así como entre mesofauna (colémbolos) y microfauna (nematodos), son cruciales para la reducción de las concentraciones de micotoxinas en residuos de paja de trigo y maíz (Goncharov et al., 2020).

3. EFECTIVIDAD DE LA FAUNA DEL SUELO PARA COMBATIR *FUSARIUM*

En general, los estudios muestran que la efectividad de los organismos del suelo implicados en la biorregulación varía según su clase de tamaño. La actividad de las lombrices más grandes, que son excavadoras profundas, da como resultado la mayor reducción de biomasa de *Fusarium* y de las concentraciones de micotoxinas. Por lo tanto, desempeñan un papel clave en la reducción de toxinas y en el control del riesgo de infección. Con respecto a la microfauna y la mesofauna, la capacidad de biorregulación está muy influenciada por sus interacciones y la competencia por el alimento, y posiblemente por sus mecanismos de defensa (Goncharo et al., 2020). Por tanto, las interacciones dentro de la red trófica del suelo, pueden incrementar la biorregulación (efecto sinérgico), pero también reducirla (efecto inhibitor), dependiendo de las combinaciones de grupos que componen la comunidad de la biota edáfica. En este contexto, la distribución de especies tanto de *Fusarium* como de animales edáficos, pero también de los microorganismos asociados (ej. en el intestino, mucus o excreciones), tienen un papel relevante en la actividad reguladora (Schrader et al., 2013). Además, la efectividad de la actividad reguladora de los animales edáficos varía según las diferentes toxinas, y depende de factores abióticos tales como la temperatura, la textura del suelo, la humedad, y el contenido de nutrientes del suelo y los residuos de las plantas, así como de la cantidad de sustrato. Basándonos en la complejidad de estas relaciones, hacemos hincapié en dos puntos:

1. Las comunidades específicas de organismos edáficos, tienen un gran potencial para el control natural de *Fusarium*, y pueden mostrar una gran diversidad de capacidades regulatorias, dependiendo de las condiciones del lugar. La estimulación de animales edáficos antagonistas, mediante un manejo adaptado, es por tanto, esencial a la hora de hacer un mejor uso de los servicios ecológicos proporcionados por la fauna edáfica.
2. Hay innumerables relaciones clave con respecto a la regulación de *Fusarium* por los organismos edáficos, que sólo se comprenden de forma parcial. Por lo tanto, este tema tiene todavía interés científico. En varios proyectos de investigación europeos, se están realizando experimentos de campo y de laboratorio para reducir las lagunas de conocimiento existentes y desarrollar recomendaciones específicas.

4. FORMACIÓN DE UN EQUIPO PARA AGRICULTURA SOSTENIBLE: AGRICULTORES Y FAUNA DEL SUELO

En resumen, los animales edáficos que se alimentan de hongos contrarrestan las infecciones de *Fusarium*. Al estimular la salud del suelo, y reducir el riesgo de infección para el siguiente cultivo, estos organismos proporcionan importantes servicios ecosistémicos, de los que se pueden beneficiar los agricultores en el contexto del control sostenible de *Fusarium*. Por tanto, aquellos manejos agrícolas que incrementen la abundancia de la fauna edáfica fungívora pueden beneficiar la salud del suelo y de las plantas, y contribuir a su protección y a la seguridad alimentaria humana y animal a largo plazo. La agricultura de conservación, que tiene en cuenta el papel de los organismos edáficos como motores de la autorregulación en el sistema del suelo, puede ser una alternativa prometedora a la agricultura convencional con arado. Con esta perspectiva de gestión mutualista, los agricultores y los animales edáficos se benefician mutuamente. Como un equipo, contribuyen a la salud del suelo y de las plantas mediante la aplicación tanto de “buenas prácticas agrícolas” (control de arriba a abajo por parte de los agricultores) como de la provisión de servicios del ecosistema (control de abajo a arriba por parte de la fauna del suelo) (Figura 4.3).

En este contexto, una reciente evaluación interdisciplinaria ecológica y económica de la efectividad de las lombrices en la reducción de biomasa *Fusarium* y de concentraciones de micotoxinas, concluyó que, en condiciones favorables, el margen bruto para el cultivo de trigo con agricultura de conservación es mayor que con agricultura convencional (Plaas et al., 2019). En contra de la idea preestablecida de que la reserva de biodiversidad del suelo proporciona una gran variedad de servicios ecosistémicos (Lavelle et al., 2006), la resiliencia de un sistema de una producción agrícola aumenta con la aplicación de sistemas de manejo que conserven el suelo. Los servicios de asesoramiento futuros requieren transferencia de conocimientos, con el fin de proteger, estimular y utilizar la biodiversidad funcional del suelo en las prácticas agrícolas y en las políticas de decisión.

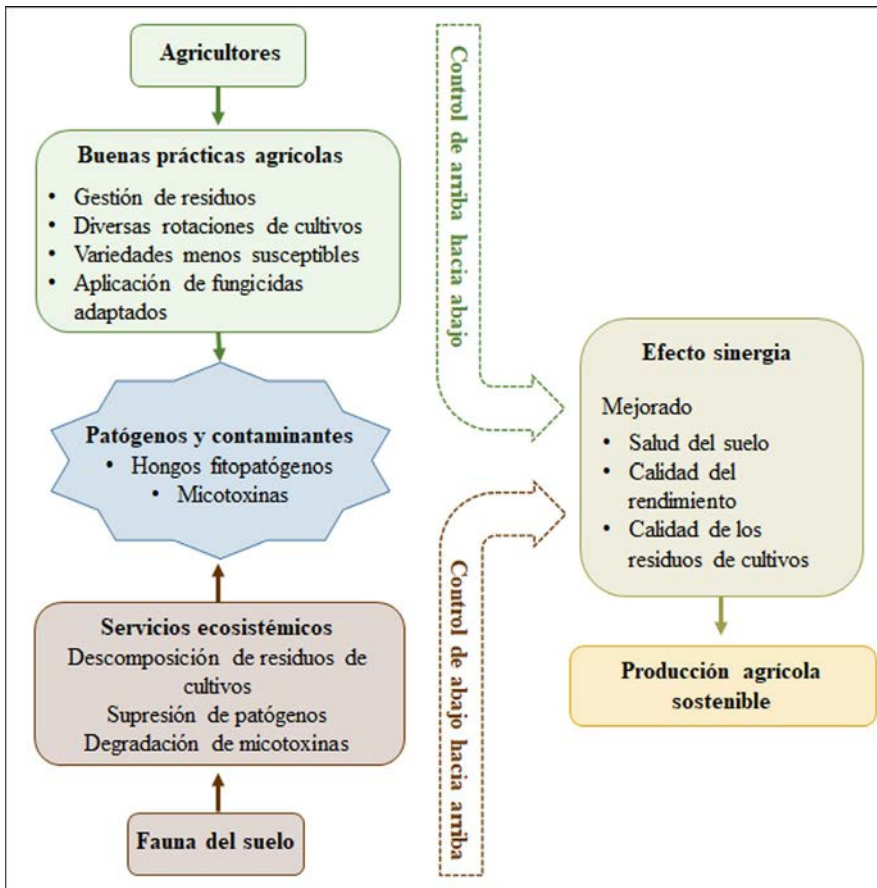


Figura 4.3. Efecto sinérgico entre el control de arriba a abajo por parte de los agricultores (antropogénico) y el control de abajo a arriba por parte de la fauna edáfica (natural) en los agroecosistemas para un manejo sostenible de los fitopatógenos que se originan en el suelo y los contaminantes asociados

REFERENCIAS

- Beare MH, Coleman DC, Crossley DA, Hendrix PF, Odum EP. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant Soil* 1995;170:5–22. <https://doi.org/10.1007/BF02183051>.
- Ferrigo D, Raiola A, Causin R. Fusarium Toxins in Cereals: Occurrence, Legislation, Factors Promoting the Appearance and Their Management. *Molecules* 2016;21:627. <https://doi.org/10.3390/molecules21050627>.
- Goncharov AA, Glebova AA, Tiunov AV. Trophic interactions between Fusarium species and soil fauna: A meta-analysis of experimental studies. *Appl Soil Ecol* 2020;145:103302. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.005>.
- Inch SA, Gilbert J. Survival of *Gibberella zeae* in Fusarium -Damaged Wheat Kernels. *Plant Dis* 2003;87:282–7. <https://doi.org/10.1094/PDIS.2003.87.3.282>.
- Lagerlöf J, Insunza V, Lundegårdh B, Rämert B. Interaction between a fungal plant disease, fungivorous nematodes and compost suppressiveness. *Acta Agric Scand Sect B— Soil Plant Sci* 2011;61:372–7. <https://doi.org/10.1080/09064710.2010.488655>.
- Larsen J, Johansen A, Erik Larsen S, Henrik Heckmann L, Jakobsen I, Henning Krogh P. Population performance of collembolans feeding on soil fungi from different ecological niches. *Soil Biol Biochem* 2008;40:360–9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.016>.
- Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, et al. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur J Soil Biol* 2006;42:S3–15. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>.
- Plaas E, Meyer-Wolfarth F, Banse M, Bengtsson J, Bergmann H, Faber J, et al. Towards valuation of biodiversity in agricultural soils: A case for earthworms. *Ecol Econ* 2019;159:291–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.02.003>.
- Sabatini MA, Innocenti G. Effects of *Collembola* on plant-pathogenic fungus interactions in simple experimental systems. *Biol Fertil Soils* 2001;33:62–6. <https://doi.org/10.1007/s003740000290>.
- Schrader S, Wolfarth F, Oldenburg E. Biological Control of Soil-borne Phytopathogenic Fungi and their Mycotoxins by Soil Fauna. *Bull Univ Agric Sci Vet Med Cluj-Napoca - Agric* 2013:291–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.02.003>.

org/10.15835/buasvmcn-agr:9743.

- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle Patrick, Lavelle Perrine, Ruiz N, et al. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).; 2010. https://doi.org/http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/biodiversity_report.pdf.
- Vaughan M, Backhouse D, Ponte EM Del. Climate change impacts on the ecology of *Fusarium graminearum* species complex and susceptibility of wheat to *Fusarium* head blight: a review. *World Mycotoxin J* 2016;9:685–700. <https://doi.org/10.3920/WMJ2016.2053>.
- Vaughan MM, Block A, Christensen SA, Allen LH, Schmelz EA. The effects of climate change associated abiotic stresses on maize phytochemical defenses. *Phytochem Rev* 2018;17:37–49. <https://doi.org/10.1007/s11101-017-9508-2>.
- Yli-Mattila T. Ecology and evolution of toxigenic *Fusarium* species in cereals in northern Europe And Asia. *J Plant Pathol* 2010;92:7–18. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4454/jpp.v92i1.10>.



CAPÍTULO 5

BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL

***Eva Lloret¹, Pablo Sánchez García², Juan A. Fernández¹
y Raúl Zornoza¹***

*¹ Departamento de Ingeniería Agronómica, Universidad
Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203
Cartagena (España)*

*² Fyneco, Pol. Ind. el Saladar I, C/ Río Duero, Nave 11,
30564, Lorquí, Murcia (España)*

RESUMEN

Las interacciones entre plantas y microorganismos que se producen en el suelo son determinantes para la salud de las plantas, la productividad y la fertilidad del suelo. Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (BBPPCV) son bacterias asociadas a las plantas, que pueden mejorar su crecimiento y protegerlas de enfermedades y de distintas fuentes de estrés abiótico. Mientras que la estimulación del crecimiento de las plantas se basa en mecanismos directos, tales como la absorción mejorada de nutrientes y la estimulación hormonal, la reducción de enfermedades se consigue mediante mecanismos indirectos como la resistencia sistémica inducida, la producción de agentes antifúngicos o antibacterianos y la producción de sideróforos. Las especies bacterianas *Azospirillum*, *Rhizobium*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Serratia*, *Stenotrophomonas*, y *Streptomyces* son BBPPCV que han sido estudiadas a fondo. Basándonos en las interacciones beneficiosas entre microorganismos y plantas, es posible desarrollar inoculantes microbianos para la aplicación agrícola que, dependiendo de su modo de acción y de sus efectos, se pueden utilizar como biofertilizantes, biopesticidas, fitoestimuladores y biorremediadores. Actualmente, el mercado de inoculantes microbianos está experimentando un fuerte crecimiento mundial, con una tasa de crecimiento anual de aproximadamente el 10%. Los inoculantes bacterianos son una estrategia prometedora y respetuosa con el medioambiente, que puede aumentar la eficiencia agronómica reduciendo los costes de producción y la contaminación ambiental, siempre que se reduzca o elimine el uso de fertilizantes químicos. El éxito futuro de estos inoculantes, sin embargo, se beneficiará de aquellos estudios de investigación que mejoren el desarrollo de inoculantes más eficientes, que puedan colonizar con éxito la rizosfera del huésped y estimular el crecimiento de las plantas huésped de forma sistemática.

Palabras clave: bacterias promotoras del crecimiento de las plantas, comunidades microbianas, salud vegetal, diversidad del suelo, agricultura sostenible.

1. DEFINICIÓN DE BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL

Las bacterias que estimulan el crecimiento vegetal (BBPPCV) incluyen: a) bacterias del suelo de vida libre que ocurren de forma natural, b) bacterias que forman relaciones simbióticas específicas con las plantas, c) bacterias que viven en la rizosfera (la estrecha banda de tierra en donde actúan directamente las secreciones de raíces y la actividad microbiana asociada), d) endófitos (bacterias que pueden colonizar los tejidos internos de las plantas), y e) cianobacterias. Las BBPPCV colonizan las raíces de las plantas y ejercen efectos beneficiosos en ellas (Glick, 2012; Lugtengerg et al., 2009). Debido a que los tejidos de las raíces de las plantas del suelo son incapaces de moverse según la necesidad, dependen de los microorganismos edáficos que habitan en sus alrededores más inmediatos, tales como bacterias y hongos, para obtener nutrientes y agua. Por lo tanto, las BBPPCV, junto con otros microorganismos edáficos, desempeñan un importante papel en la regulación de la fertilidad del suelo, en el ciclo de nutrientes y en la diversidad de las plantas (Fitzsimons et al., 2010). De hecho, las interacciones entre microorganismos y plantas en la rizosfera determinan, en gran medida, la salud y productividad de las plantas, así como la fertilidad del suelo (Souza et al., 2015).

Son múltiples los factores que conforman el microbioma del suelo, como son la temperatura, el pH y las exudaciones de las raíces de las plantas (principalmente compuestos orgánicos) (Lakshmanan et al., 2014). Además, las comunidades microbianas asociadas a las plantas y al suelo, han mostrado una especificidad a ciertas especies de plantas, que puede deberse a los metabolitos secundarios liberados en las exudaciones de las raíces. Así, el tipo de comunidad microbiana del suelo depende de la naturaleza y de las concentraciones de constituyentes orgánicos de las exudaciones radiculares, y la correspondiente habilidad de los microorganismos para usarlas como fuentes de energía (Ramakrishna et al., 2019).

Los principales grupos de bacterias que estimulan el crecimiento vegetal pertenecen a las Proteobacterias y Firmicutes (Jiang et al., 2008; Chen et al., 2010; Rojas-Tapias et al., 2012). En el filo Firmicutes, *Bacillus sp* se encuentra entre las bacterias que desarrollan un papel predominante en la estimulación del crecimiento vegetal. En el filo Proteobacterias, la clase Gammaproteobacterias incluye los géneros *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Serratia*, *Pantoea*, *Psychrobacter*, *Enterobacter* y *Rahnella*; y la clase Betaproteobacterias incluye el género *Burkholderia* y la bacteria *Achromobacter xylosoxidans* (Batista et al., 2018). Las plantas huésped asociadas a las BBPPCV incluyen aquellas que pertenecen a la familia de las Fabaceae, Poaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Asteraceae, Crassulaceae y Solanaceae (Ramakrishna et al., 2019).

2. MECANISMOS DE ACCIÓN Y BENEFICIOS DE LAS BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO VEGETAL (BBPPCV)

La utilización de las BBPPCV que crecen de forma natural, ha cobrado gran importancia en la última década en la agricultura sostenible, debido a sus efectos beneficiosos para el suelo y la productividad de la cosecha. Además de mejorar el crecimiento de las plantas, las BBPPCV las ayudan a combatir el estrés biótico y abiótico, lo que da como resultado un mejor rendimiento de los cultivos y una mayor fertilidad del suelo (Singh y Jha, 2017). En cuanto a los mecanismos de acción de las BBPPCV, pueden actuar de forma directa o indirecta con respecto a la estimulación del crecimiento de las plantas y otros beneficios (Ramakrishna et al., 2019). La estimulación directa del crecimiento vegetal supone proporcionar a la planta un compuesto que sintetiza la bacteria, o facilitar la absorción de ciertos nutrientes del ambiente (Yadav, 2017). La estimulación indirecta del crecimiento de las plantas ocurre cuando las BBPPCV reducen o evitan los efectos nocivos de uno o más organismos fitopatógenicos. Los principales beneficios directos e indirectos de las BBPPCV se detallan a continuación (Figura 5.1).

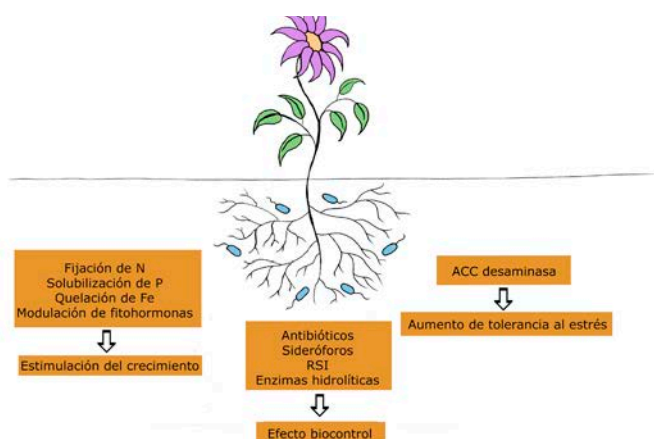


Figura 5.1. Principales mecanismos utilizados por la BBPPCV para promover el crecimiento directo o indirecto de las plantas

2.1. FIJACIÓN DEL NITRÓGENO ATMOSFÉRICO

La fijación del nitrógeno atmosférico es posible gracias a las bacterias que convierten el nitrógeno atmosférico en una forma de nitrógeno disponible, que puedan usar los organismos vivos. Ya que el nitrógeno es el principal factor que limita el crecimiento de las plantas, la utilización de microorganismos fijadores de nitrógeno, como biofertilizantes, ha surgido como uno de los métodos más eficientes y ambientalmente sostenibles para el aumento del crecimiento y rendimiento vegetal de los cultivos. Bacterias como *Rhizobium* y *Bradyrhizobium*, pueden establecer simbiosis formando nódulos en las raíces de las plantas leguminosas como la soja (*Glycine max*), el guisante (*Pisum sativum*) y la alfalfa (*Medicago sativa*), entre muchas otras (Murray, 2011). Las bacterias que viven libremente tales como *Azospirillum*, *Azoarcus*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Gluconoacetobacter* y *Herbaspirillum*, también tienen la habilidad de fijar nitrógeno, y pueden fertilizar varios cultivos importantes como el trigo, sorgo, maíz, arroz y caña de azúcar (Pérez-Montaño et al., 2014).

2.2. SOLUBILIZACIÓN DEL FÓSFORO

El fósforo es uno de los principales macronutrientes esenciales para el crecimiento y desarrollo vegetal. Sin embargo, el fósforo en los suelos está inmovilizado o se vuelve menos soluble por la adsorción, por la precipitación química o por ambas, por lo que el fósforo disponible para las plantas representa sólo el 0,1% del fósforo total del suelo (Tilak et al., 2005; Yadav, 2017). Las bacterias que solubilizan fosfato (PSB por sus siglas en inglés) como *Azospirillum*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Erwinia*, *Pseudomonas*, *Rhizobium* y *Serratia*, transforman los fosfatos insolubles en formas solubles, aumentando así la disponibilidad de este nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo vegetal (Richardson et al., 2009; Pérez-Montaño et al., 2014).

2.3. SOLUBILIZACIÓN DEL POTASIO

El potasio es el tercer macronutriente esencial más importante para el crecimiento vegetal. Sin embargo, las concentraciones de potasio soluble en el suelo tienden a ser muy bajas, y más del 90% del potasio del suelo existe en forma de rocas insolubles y minerales de silicato. Además, debido a una aplicación desigual de fertilizantes, la deficiencia de potasio se está convirtiendo en una de las limitaciones más importantes en la producción de cultivos. En este sentido, las bacterias solubilizadoras de potasio son capaces de solubilizar las rocas potásicas mediante la producción y secreción de ácidos orgánicos. Se ha comprobado que las rizobacterias solubilizadoras de potasio, y promotoras del crecimiento vegetal, tales como *Acidothiobacillus ferrooxidans*, *Bacillus edaphicus*, *Bacillus mucilaginosus*, *Burkholderia*, *Paenibacillus* y *Pseudomonas*, liberan potasio accesible para las plantas a partir de minerales del suelo que contienen potasio (Yadav, 2017).

2.4. PRODUCCIÓN DE FITOHORMONAS

Las hormonas vegetales desempeñan un papel clave en el crecimiento y desarrollo vegetal, así como en la respuesta de las plantas a sus ambientes (Davies, 2010). Las BBPPCV pueden producir o modular los niveles de fitohormonas, afectando así a la reacción de las plantas ante los causantes de los estreses ambientales. Entre las fitohormonas moduladas por las BBPPCV están las auxinas, citoquinas y el etileno. El ácido indolacético (AIA) es la auxina más común y más estudiada. El AIA afecta a la división, extensión y diferenciación celular de las plantas; estimula la germinación de semillas y tubérculos; aumenta la tasa de desarrollo del xilema y de las raíces; controla los procesos de crecimiento vegetal; inicia la formación lateral y adventicia de las raíces; interviene en la respuesta a la luz, gravedad y florecencia; y afecta a la fotosíntesis, formación de pigmentos, biosíntesis de varios metabolitos y a la resistencia a las condiciones de estrés (Spaepen y Vanderleyden, 2011; Tsavkelova et al., 2006). Las citoquinas y giberelinas estimulan el crecimiento de brotes (Kloepper, 1994). El etileno puede afectar al crecimiento y desarrollo vegetal de muchas maneras, por ejemplo estimulando el inicio del enraizamiento, inhibiendo el alargamiento de raíces, estimulando la maduración de los frutos, haciendo que las flores se marchiten, favoreciendo la germinación de semillas, fomentando la abscisión foliar, activando la síntesis de otras hormonas vegetales, inhibiendo la formación de nódulos de *Rhizobia spp.*, inhibiendo las interacciones entre micorrizas y plantas, y reaccionando tanto al estrés biótico como al abiótico (Abeles et al., 1992). Las BBPPCV regulan los niveles de etileno y evitan que se vuelvan inhibidores del crecimiento mediante la síntesis de la desaminasa de ácido 1-aminociclopropano-1-carboxílico (ACC) (Glick, 2012).

2.5. EFECTO BIOCONTROL

Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal han demostrado efectos de biocontrol frente a múltiples enfermedades vegetales (Lie et al., 2017). Los efectos de biocontrol de algunas BBPPCV se logran de múltiples formas, tales como: produciendo agentes antifúngicos o antibacterianos, produciendo sideróforos, compitiendo por nutrientes, regulando el etileno mediante la síntesis de la desaminasa de ACC, y activando una resistencia sistemática inducida y un hiperparasitismo frente a patógenos mediante la excreción de hidrolasas de pared celular. Esto puede llevar a la supresión de hongos patogénicos entre los que se incluyen *Botrytis cinerea*, *Sclerotium rolsii*, *Fusarium oxysporum*, *Phytophthora sp.*, *Rhizoctonia solani* y *Pythium ultimum* (Arora, 2013; Kim et al., 2017; Wang et al., 2014). En recientes estudios se ha demostrado que *Streptomyces sp.* modula el metabolismo relacionado con las defensas en plantas de tomate infectadas con *Pectobacterium* (Dias et al., 2017). La marchitez del tomate se ha visto reducida usando inóculos de *Bacillus subtilis*, *Bacillus amyloliquefaciens*, *Pseudomonas fluorescentes* o *Pseudomonas aeruginosas* (Abo-Elyousr et al., 2019), mientras que la utilización de *Paenibacillus polymyxa* NSY50 redujo la infección de *Fusarium oxysporum* en el pepino (Shi et al., 2017), lo que convierte a las BBPPCV en una alternativa viable a los pesticidas (Rey y Dumas, 2017).

2.6. PRODUCCIÓN DE SIDERÓFOROS

A pesar de que el hierro es el cuarto elemento químico que se encuentra en los suelos aeróbicos, no es fácilmente asimilado ni por las bacterias ni por las plantas. Para abordar este problema, las bacterias sintetizan sideróforos (moléculas que se adhieren al hierro y lo transportan) aumentando el suministro de hierro en las plantas (Glick, 2012). Además, algunas cepas bacterianas, pueden actuar como agentes de biocontrol utilizando sideróforos que producen ellas mismas. En este caso, los sideróforos de las BBPPCV pueden evitar que algunos fitopatógenos, fundamentalmente hongos, absorban una cantidad de hierro suficiente mediante competencia directa, y, por consiguiente, que limiten la capacidad de proliferar de los patógenos fúngicos (Kloepper et al., 1980).

2.7. BIORREMEDIACIÓN DEL SUELO

Las BBPPCV pueden utilizarse para recuperar suelos contaminados en asociación con la vegetación. De todos los contaminantes, son los metales pesados y los contaminantes orgánicos los que han despertado mayor interés. Las plantas hiperacumuladoras y/o las plantas con alta densidad de biomasa, pueden aliviar la contaminación de metales pesados en el suelo, y esto se puede mejorar con las BBPPCV como *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.* y *Burkholderia spp.* (Dhawi et al., 2015, 2016; Li et al., 2014; Ma et al., 2017; Pidatala et al., 2016, 2018). Además, los compuestos orgánicos como el petróleo, los hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos totales del petróleo y los bifenilos policlorados, han sido degradados e incluso mineralizados por las BBPPCV en asociación con plantas (Huang et al., 2004, 2005; Muratova et al., 2005; Villacieros et al., 2005).

2.8. REDUCCIÓN DEL ESTRÉS HÍDRICO

Estudios en sorgo han demostrado que las Actinobacterias pueden aportar resistencia al estrés hídrico por la producción bacteriana de ciertos genes (Xu et al., 2018). En plantas de tomate y de pimiento la resistencia al estrés hídrico se vio incrementada con la presencia de *Achromobacter piechaudii*, mediante la producción de desaminasa de ACC, frenando la producción de etileno, que se sabe se incrementa en condiciones de estrés (Mayak et al., 2004).

3. EL PUNTO DE VISTA DEL AGRICULTOR

En las zonas del sur y este de España, los agricultores están preocupados por las dificultades de mantener un alto rendimiento de los cultivos, debido a la disminución de nutrientes y a las plagas y enfermedades. También son conscientes de que, los fertilizantes y pesticidas, se deberían sustituir por otros productos o prácticas de gestión más afines a los principios agroecológicos. Actualmente, hay dos principales posturas adoptadas por los agricultores en relación con la utilización de las BBPPCV. Por una parte, algunos agricultores han estado utilizando BBPPCV durante muchos años, especialmente las compañías que cuentan con técnicos cualificados, que conocen los diferentes tipos de procesos metabólicos del suelo, y cómo influyen en la movilidad de los nutrientes y en la consiguiente salud de las plantas. Por otra parte, la mayor parte de los agricultores más tradicionales apenas atribuyen la salud y fertilidad de las plantas a la utilización de las BBPPCV, ya que carecen de los conocimientos necesarios. Saben que deben mejorar y proteger la salud del suelo, pero las prácticas convencionales les han llevado, a muchos de ellos, a preferir la utilización de sustancias químicas. Sin embargo, en el momento en el que perciben el gran descenso que causa en la fertilidad del suelo, se muestran dispuestos a intentar nuevas alternativas, ya que ven que cada vez es más caro mantener la producción a expensas de un mayor volumen de insumos.

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

El aumento de la población mundial, junto con el cambio climático y la contaminación medioambiental, exigen estrategias alternativas que incrementen la producción agrícola de forma sostenible, de manera que se reduzcan los daños al medioambiente y a la salud humana.

Los innumerables beneficios que pueden aportar las BBPPCV a sus plantas huésped apunta a que se pueden considerar como una alternativa viable en el ámbito de la tecnología verde, así como una potencial alternativa a los fertilizantes químicos y a los pesticidas, y esto puede dar como resultado una mejoría en la salud del suelo y una reducción de los costes de producción. En cuanto a la comercialización de las BBPPCV, se espera una tasa de crecimiento anual del 9,9% en el mercado (Timmusk et al., 2017) La Figura 5.2. muestra la situación actual del mercado de biofertilizantes según el producto.

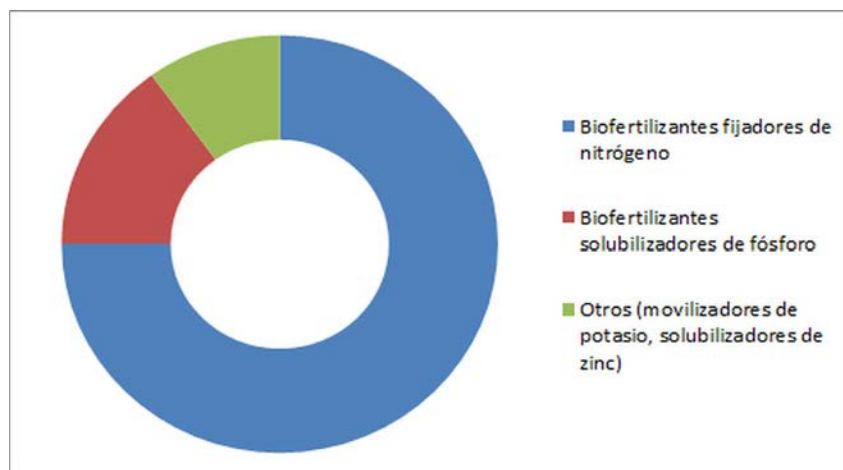


Figura 5.2. Cuota de mercado de los diferentes tipos de biofertilizantes a nivel mundial (Grand View Research, 2015).

Sin embargo, hay varios inconvenientes y retos que deben tenerse en cuenta para utilizar las BBPPCV en la agricultura correctamente. Los principales obstáculos son la caducidad, fiabilidad y consistencia de los inoculantes microbianos en condiciones de campo (Ramakrishna et al., 2019). El éxito de la inoculación de las BBPPCV depende de varios factores tales como los exudados radiculares, la comunidad microbiana del suelo y la salud del suelo (Souza et al., 2015). Ya que las interacciones asociativas entre plantas y microorganismos debieron de originarse como resultado de la coevolución, el uso de estos últimos como bioinoculantes debe adaptarse previamente, para que encaje en un sistema agrícola sostenible de largo alcance.

En cuanto a sus efectos en las comunidades microbianas indígenas, los estudios han revelado que las bacterias que estimulan el crecimiento vegetal alteraron la estructura de la comunidad microbiana residente, pero que esas alteraciones supusieron efectos temporales y limitados en el espacio. De hecho, factores como las especies vegetales, estrés ambiental y las prácticas agrícolas, parecen ejercer una mayor influencia en la estructura de la comunidad que una BBPPCV exógena activa introducida en altos niveles (Castro-Sowinski et al., 2007; Qiao et al., 2017).

Otro factor a considerar antes de la utilización de BBPPCV, es que tienden a albergar genes de resistencia antibiótica. Esto se debe al uso excesivo de antibióticos tanto en la ganadería como en la industria farmacéutica, lo que da como resultado una propagación de los genes de resistencia antibiótica en el suelo y el medioambiente (Riber et al., 2014). No se cuenta con mucha información que aclare la importancia biológica de la resistencia antibiótica provocada por las BBPPCV, y urge considerar los aspectos negativos asociados a estos microorganismos antes de introducirlos en el campo (Kang et al., 2017). Además, se ha observado que algunas BBPPCV son patógenos humanos oportunistas, como por ejemplo *Burkholderia cepacia* y *P. aeruginosa* (Kumar et al., 2013; Li et al., 2013), que suponen un riesgo ecológico y humano que se debería tratar adecuadamente antes de su producción comercial. La bioseguridad de los productos procedentes de las BBPPCV está siendo reevaluada en Europa, EEUU y otros países (Ramakrishna et al., 2019).

En resumen, las BBPPCV (biofertilizantes, biopesticidas, fitoestimuladores y biorremediadores) aportan servicios beneficiosos para la producción de cultivos sostenibles, mejorando la fertilidad del suelo, la resistencia vegetal a las enfermedades, y manteniendo el ciclo de nutrientes equilibrado. Al mismo tiempo, deben llevarse a cabo otros estudios para mejorar el desarrollo de inoculantes más eficientes, que puedan colonizar de forma satisfactoria la rizosfera de las plantas huésped y estimular de forma sistemática su crecimiento, así como garantizar total seguridad en su aplicación.

REFERENCIAS

- Abeles FB, Morgan PW, Saltveit ME (Mikal E. Ethylene in plant biology. Academic Press; 1992.
- Abo-Elyousr KAM, Khalil Bagy HMM, Hashem M, Alamri SAM, Mostafa YS. Biological control of the tomato wilt caused by *Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis* using formulated plant growth-promoting bacteria. *Egypt J Biol Pest Control* 2019;29:54. <https://doi.org/10.1186/s41938-019-0152-6>.
- Arora NK, editor. *Plant Microbe Symbiosis: Fundamentals and Advances*. New Delhi: Springer India; 2013. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-1287-4>.
- Batista BD, Lacava PT, Ferrari A, Teixeira-Silva NS, Bonatelli ML, Tsui S, et al. Screening of tropically derived, multi-trait plant growth-promoting rhizobacteria and evaluation of corn and soybean colonization ability. *Microbiol Res* 2018;206:33–42. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2017.09.007>.
- Castro-Sowinski S, Herschkovitz Y, Okon Y, Jurkevitch E. Effects of inoculation with plant growth-promoting rhizobacteria on resident rhizosphere microorganisms. *FEMS Microbiol Lett* 2007;276:1–11. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2007.00878.x>.
- Chen L, Luo S, Xiao X, Guo H, Chen J, Wan Y, et al. Application of plant growth-promoting endophytes (PGPE) isolated from *Solanum nigrum* L. for phytoextraction of Cd-polluted soils. *Appl Soil Ecol* 2010;46:383–9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.003>.
- Davies PJ, editor. *Plant Hormones*. Dordrecht: Springer Netherlands; 2010. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2686-7>.
- Dhawi F, Datta R, Ramakrishna W. Mycorrhiza and heavy metal resistant bacteria enhance growth, nutrient uptake and alter metabolic profile of sorghum grown in marginal soil. *Chemosphere* 2016;157:33–41. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.112>.
- Dhawi F, Datta R, Ramakrishna W. Mycorrhiza and PGPB modulate maize biomass, nutrient uptake and metabolic pathways in maize grown in mining-impacted soil. *Plant Physiol Biochem* 2015;97:390–9. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2015.10.028>.
- Dias MP, Bastos MS, Xavier VB, Cassel E, Astarita L V., Santarém ER. Plant growth and resistance promoted by *Streptomyces* spp. in tomato. *Plant Physiol Biochem* 2017;118:479–93. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2017.07.017>.
- Fitzsimons MS, Miller RM. The importance of soil microorganisms for maintaining diverse plant communities in tallgrass prairie. *Am J Bot* 2010;97:1937–43. <https://doi.org/10.3732/ajb.0900237>.
- Glick BR. *Plant Growth-Promoting Bacteria: Mechanisms and Applications*. Scientifica (Cairo) 2012;2012:1–15. <https://doi.org/10.6064/2012/963401>.
- Grand View Research. *Biofertilizers market analysis by product (nitrogen fixing, phosphate solubilizing), by application (seed treatment, soil treatment) and segment forecasts to 2022*. 2015. <http://www.grandviewresearch.com/>.
- Huang X-D, El-Alawi Y, Gurska J, Glick BR, Greenberg BM. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils. *Microchem J* 2005;81:139–47. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2005.01.009>.
- Huang X-D, El-Alawi Y, Penrose DM, Glick BR, Greenberg BM. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic

hydrocarbons from contaminated soils. *Environ Pollut* 2004;130:465–76. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.031>.

- Jiang C, Sheng X, Qian M, Wang Q. Isolation and characterization of a heavy metal-resistant *Burkholderia* sp. from heavy metal-contaminated paddy field soil and its potential in promoting plant growth and heavy metal accumulation in metal-polluted soil. *Chemosphere* 2008;72:157–64. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.006>.
- Kang Y, Shen M, Xia D, Ye K, Zhao Q, Hu J. Caution of intensified spread of antibiotic resistance genes by inadvertent introduction of beneficial bacteria into soil. *Acta Agric Scand Sect B — Soil Plant Sci* 2017;67:576–82. <https://doi.org/10.1080/09064710.2017.1314548>.
- Kim IS, Yang SY, Park SK, Kim YC. Quorum sensing is a key regulator for the antifungal and biocontrol activity of chitinase-producing *Chromobacterium* sp. C61. *Mol Plant Pathol* 2017;18:134–40. <https://doi.org/10.1111/mpp.12379>.
- Kloepper JW. *Azospirillum/plant associations*. CRC Press; 1994.
- Kloepper JW, Leong J, Teintze M, Schroth MN. Enhanced plant growth by siderophores produced by plant growth-promoting rhizobacteria. *Nature* 1980;286:885–6. <https://doi.org/10.1038/286885a0>.
- Kumar A, Munder A, Aravind R, Eapen SJ, Tümmler B, Raaijmakers JM. Friend or foe: genetic and functional characterization of plant endophytic *Pseudomonas aeruginosa*. *Environ Microbiol* 2013;15:764–79. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12031>.
- Lakshmanan V, Selvaraj G, Bais HP. Functional Soil Microbiome: Belowground Solutions to an Aboveground Problem. *PLANT Physiol* 2014;166:689–700. <https://doi.org/10.1104/pp.114.245811>.
- Li G-X, Wu X-Q, Ye J-R. Biosafety and colonization of *Burkholderia multivorans* WS-FJ9 and its growth-promoting effects on poplars. *Appl Microbiol Biotechnol* 2013;97:10489–98. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5276-0>.
- Li K, Pidatala VR, Shaik R, Datta R, Ramakrishna W. Integrated Metabolomic and Proteomic Approaches Dissect the Effect of Metal-Resistant Bacteria on Maize Biomass and Copper Uptake. *Environ Sci Technol* 2014;48:1184–93. <https://doi.org/10.1021/es4047395>.
- Liu K, Newman M, McInroy JA, Hu C-H, Kloepper JW. Selection and Assessment of Plant Growth-Promoting Rhizobacteria for Biological Control of Multiple Plant Diseases. *Phytopathology*® 2017;107:928–36. <https://doi.org/10.1094/PHTO-02-17-0051-R>.
- Lugtenberg B, Kamilova F. Plant-Growth-Promoting Rhizobacteria. *Annu Rev Microbiol* 2009;63:541–56. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.62.081307.162918>.
- Ma Y, Rajkumar M, Moreno A, Zhang C, Freitas H. Serpentine endophytic bacterium *Pseudomonas azotoformans* ASS1 accelerates phytoremediation of soil metals under drought stress. *Chemosphere* 2017;185:75–85. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.135>.
- Mayak S, Tirosh T, Glick BR. Plant growth-promoting bacteria that confer resistance to water stress in tomatoes and peppers. *Plant Sci* 2004;166:525–30. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2003.10.025>.
- Muratova AI, Turkovskaia O V, Antoniuk LP, Makarov OE, Pozdniakova LI, Ignatov V V. Oil-oxidizing potential of associative rhizobacteria of the genus *Azospirillum*. *Mikrobiologiya* 2005;74:248–54.
- Murray JD. Invasion by Invitation: Rhizobial Infection in Legumes. *Mol Plant-Microbe Interact* 2011;24:631–9. <https://doi.org/10.1094/MPMI-08-10-0181>.
- Nath Yadav A. Plant Growth Promoting Bacteria: Biodiversity and Multifunctional Attributes for Sustainable Agriculture. *Adv Biotechnol Microbiol* 2017;5. <https://doi.org/10.19080/AIBM.2017.05.555671>.
- Pérez-Montaña F, Alías-Villegas C, Bellogín RA, del Cerro P, Espuny

- MR, Jiménez-Guerrero I, et al. Plant growth promotion in cereal and leguminous agricultural important plants: From microorganism capacities to crop production. *Microbiol Res* 2014;169:325–36. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2013.09.011>.
- Pidatala VR, Li K, Sarkar D, Ramakrishna W, Datta R. Identification of Biochemical Pathways Associated with Lead Tolerance and Detoxification in *Chrysopogon zizanioides* L. Nash (Vetiver) by Metabolic Profiling. *Environ Sci Technol* 2016;50:2530–7. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04725>.
 - Pidatala VR, Li K, Sarkar D, Wusirika R, Datta R. Comparative metabolic profiling of vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and maize (*Zea mays*) under lead stress. *Chemosphere* 2018;193:903–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.087>.
 - Qiao J, Yu X, Liang X, Liu Yongfeng, Borriss R, Liu Youzhou. Addition of plant-growth-promoting *Bacillus subtilis* PTS-394 on tomato rhizosphere has no durable impact on composition of root microbiome. *BMC Microbiol* 2017;17:131. <https://doi.org/10.1186/s12866-017-1039-x>.
 - Ramakrishna W, Yadav R, Li K. Plant growth promoting bacteria in agriculture: Two sides of a coin. *Appl Soil Ecol* 2019;138:10–8. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.019>.
 - Rey T, Dumas B. Plenty Is No Plague: *Streptomyces* Symbiosis with Crops. *Trends Plant Sci* 2017;22:30–7. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.10.008>.
 - Riber L, Poulsen PHB, Al-Soud WA, Skov Hansen LB, Bergmark L, Brejnrod A, et al. Exploring the immediate and long-term impact on bacterial communities in soil amended with animal and urban organic waste fertilizers using pyrosequencing and screening for horizontal transfer of antibiotic resistance. *FEMS Microbiol Ecol* 2014;90:206–24. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12403>.
 - Richardson AE, Barea J-M, McNeill AM, Prigent-Combaret C. Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant Soil* 2009;321:305–39. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9895-2>.
 - Rojas-Tapias D, Moreno-Galván A, Pardo-Díaz S, Obando M, Rivera D, Bonilla R. Effect of inoculation with plant growth-promoting bacteria (PGPB) on amelioration of saline stress in maize (*Zea mays*). *Appl Soil Ecol* 2012;61:264–72. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.01.006>.
 - Shi L, Du N, Shu S, Sun J, Li S, Guo S. *Paenibacillus polymyxa* NSY50 suppresses *Fusarium* wilt in cucumbers by regulating the rhizospheric microbial community. *Sci Rep* 2017;7:41234. <https://doi.org/10.1038/srep41234>.
 - Singh RP, Jha PN. The PGPR *Stenotrophomonas maltophilia* SBP-9 Augments Resistance against Biotic and Abiotic Stress in Wheat Plants. *Front Microbiol* 2017;8:1945. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01945>.
 - Souza R de, Ambrosini A, Passaglia LMP. Plant growth-promoting bacteria as inoculants in agricultural soils. *Genet Mol Biol* 2015;38:401–19. <https://doi.org/10.1590/S1415-475738420150053>.
 - Spaepen S, Vanderleyden J. Auxin and Plant-Microbe Interactions. *Cold Spring Harb Perspect Biol* 2011;3:a001438–a001438. <https://doi.org/10.1101/cshperspect.a001438>.
 - Tilak KVBR, Ranganayaki N, Pal KK, De R, Saxena AK, Nautiyal CS, et al. Diversity of plant growth and soil health supporting bacteria. vol. 89. 2005.
 - Timmusk S, Behers L, Muthoni J, Muraya A, Aronsson A-C. Perspectives and Challenges of Microbial Application for Crop Improvement. *Front Plant Sci* 2017;8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00049>.
 - Tsavkelova EA, Klimova SY, Cherdyntseva TA, Netrusov AI. Microbial producers of plant growth stimulators and their practical use: A review.

Appl Biochem Microbiol 2006;42:117–26. <https://doi.org/10.1134/S0003683806020013>.

- Villaceros M, Whelan C, Mackova M, Molgaard J, Sánchez-Contreras M, Lloret J, et al. Polychlorinated Biphenyl Rhizoremediation by *Pseudomonas fluorescens* F113 Derivatives, Using a *Sinorhizobium meliloti* nod System To Drive bph Gene Expression. *Appl Environ Microbiol* 2005;71:2687–94. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.5.2687-2694.2005>.
- Wang K, Yan P, Cao L. Chitinase from a Novel Strain of *Serratia marcescens* JPP1 for Biocontrol of Aflatoxin: Molecular Characterization and Production Optimization Using Response Surface Methodology. *Biomed Res Int* 2014;2014:1–8. <https://doi.org/10.1155/2014/482623>.
- Xu L, Naylor D, Dong Z, Simmons T, Pierroz G, Hixson KK, et al. Drought delays development of the sorghum root microbiome and enriches for monoderm bacteria. *Proc Natl Acad Sci* 2018;115:E4284–93. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717308115>.

CAPÍTULO 6

HONGOS MICORRÍVICOS EN LA AGRICULTURA

Aleš Látr¹

¹ Symbiom, s.r.o., Sázava 170, 563 01, Lanškroun, República Checa

RESUMEN

La simbiosis de micorrizas arbusculares es una relación que se da de forma natural entre los hongos beneficiosos para el suelo y las raíces de las plantas. La simbiosis de micorrizas desempeña un importante papel en las interacciones entre plantas y suelo tanto en ecosistemas naturales como agrícolas, aunque la diversidad y la abundancia de hongos micorrícicos se ve afectada, en gran medida, por parámetros relacionados con el clima, la gestión agrícola y el suelo. Como relación simbiótica extendida entre hongos micorrícicos arbusculares y la mayoría de especies de plantas vasculares, su efecto beneficioso representa una herramienta muy valiosa para una gran cantidad de cultivos propios de la agricultura, la horticultura y la silvicultura así como para la fitorremediación y el paisajismo. Con la simbiosis de micorrizas se puede economizar la producción de cultivos de forma respetuosa con el medioambiente. En relación a las ventajas prácticas de trabajar con micorrizas, se puede concluir que las micorrizas representan no sólo una estrategia sostenible para la fertilización de las plantas sino que también aumenta la tolerancia a las condiciones ambientales adversas como el estrés hídrico, ayuda a la biodiversidad de los cultivos y a la estabilidad del suelo, reduce la vulnerabilidad de las plantas ante los patógenos de raíces, y por consiguiente, reduce los costes de mantenimiento y gestión posteriores a la siembra. El objetivo general de este capítulo es concienciar sobre la tecnología de las micorrizas como herramienta ecológica que facilita un aumento sostenible en la producción de cultivos.

Palabras clave: micorrizas arbusculares; micelio extrarradical (MER); laboreo; fertilización; diversidad; erosión.

1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS MICORRIZAS

Los hongos micorrícicos arbusculares (HHMMAA) establecen relaciones simbióticas con el 72% de las especies de plantas vasculares del mundo (Brundrett, 2017), con la excepción de algunas familias como *Amaranthaceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Juncaceae*, etc., cuyos miembros han perdido su capacidad de conformar micorrizas, tanto de forma permanente como intermitente (Brundrett, 2017; Brundrett y Tedersoo, 2018). También se han descrito los HHMMAA en briófitas, helechos, grupos de gimnospermas incluyendo algunas coníferas (ej. *Thuja*, *Sequoia*, *Metasequoia*) y cícadas. El registro de fósiles muestra que la evolución histórica de los HHMMAA se remonta hasta el Ordovícico (hace 460 millones de años), coincidiendo con la colonización de la tierra por las primeras plantas (Redecker, 2002).

Los HHMMAA están extendidos por casi todos los ecosistemas de la tierra ocupados por plantas, incluyendo los ambientes extremos como hábitats muy fríos, salinos, contaminados con metales pesados, o hábitats submarinos (ej. Hildebrand et al., 2001; Sudová et al., 2011; Oehl y Körner, 2014). Los HHMMAA colonizan el córtex de la raíz, formando unas estructuras similares a los haustorios, llamadas arbusculos, en las células corticales, en donde se desarrolla la interfaz simbiótica entre el hongo y la planta. El hongo facilita la absorción del agua y de los nutrientes del suelo, a cambio del carbono de la planta asimilado por la fotosíntesis (Smith y Read, 2008). En ecosistemas naturales, las plantas obtienen hasta un 90% del fósforo (P) que necesitan de los HHMMAA (Jakobsen et al., 1992; Leake et al., 2004; Smith et al., 2011). Es probable que la contribución aportada por los HHMMAA para que las plantas obtengan el nitrógeno (N) que necesitan sea menor, ya que se ve afectada por varios parámetros edáficos como el tipo de suelo, el contenido de agua y el pH (Mäder et al., 2000; Hodge y Storer, 2015).

Aproximadamente 270 especies de hongos del orden *Glomerales* forman micorrizas arbusculares (Schüßler et al., 2001; Castillo et al., 2016). El micelio fúngico crece en el suelo a partir de esporas microscópicas que habitualmente tienen 20–400 µm de diámetro. La hifa que germina penetra en la rizodermis de la planta huésped formando un apresorio, y a partir de ahí se produce una colonización intrarradical del córtex de la raíz, formando arbusculos y, en algunos casos, vesículas de almacenamiento ovaladas llenas de cuerpos lipídicos. La morfología de la raíz no experimenta un cambio muy pronunciado; algunas veces la raíz se ramifica más y puede presentar una menor cantidad de pelos radicales comparado con las raíces no micorrícicas. El micelio extrarradical (MER) crece en el suelo, formando una gran red de hifas que llegan a alcanzar una longitud de 20 a 40 cm desde la raíz. Un gramo de suelo seco puede contener hasta decenas de metros de MER (Jakobsen et al., 1992). La tasa de crecimiento del MER en el suelo depende de las especies y alcanza valores desde 0,7 a 3,1 mm por día (Jakobsen et al., 1992). Así, el MER aumenta tanto la superficie de absorción del sistema radicular de la planta, como el volumen de suelo disponible para la obtención de nutrientes.

Generalmente, los HHMMAA realizan servicios ecosistémicos clave tales como estimular el crecimiento de las plantas (Gianinazzi et al., 2010; Njeru et al., 2015; Cozzolino et al., 2016), facilitar la agregación del suelo (Rilling y Mummey, 2006), protegen a las plantas de varias enfermedades (Solaiman

et al., 2014) y ayudan a las plantas a soportar períodos de déficit de agua temporales o persistentes (Bowles et al., 2016). Por lo tanto, los HHMMAA pueden desempeñar un papel importante en la producción agrícola (Jeffries et al., 2003; Avio et al., 2013).

2.EFECTOS DE LOS HONGOS MICORRÍZICOS EN EL CRECIMIENTO DE Y EN LA SALUD DE LAS PLANTAS Y EN LA CALIDAD DEL SUELO

Los HHMMAA alteran la fisiología de la planta huésped de forma que, habitualmente, provocan cambios positivos en la nutrición, el crecimiento y en la salud y fortaleza generales de la planta. El papel principal de las micorrizas consiste en obtener mayor cantidad de nutrientes minerales de la planta a través del desarrollo extensivo del MER, que se ramifica a lo largo de la matriz del suelo que lo rodea. En general, las hifas de los HHMMAA transportan tanto macronutrientes (es decir, fósforo, nitrógeno, potasio) (Delavaux et al., 2017) como micronutrientes (ej. cobre, hierro, zinc, manganeso) (Lehmann y Rilling, 2015). La relación con las micorrizas también puede ayudar a la planta a soportar elementos que causan estrés ambiental como la sequía, salinidad, contaminación del suelo, erosión, calor, patógenos, etc. (Augé, 2001; Cabral et al., 2016; de la Peña et al., 2006; Yang et al., 2014). Los HHMMAA representan una pequeña fracción del ecosistema y, sin embargo, pueden impulsar las dinámicas cíclicas de nutrientes. Las plantas asociadas a los HHMMAA muestran mayores niveles de fijación de carbono, de tasa fotosintética, de potencial hídrico foliar, de tasa de transpiración, de conductancia estomática, y de contenido hídrico relativo, así como una menor temperatura foliar, tal y como se demostró con los cítricos (Wu y Xia, 2006).

Una gran diversidad de HHMMAA puede mejorar el funcionamiento del ecosistema, manteniendo la biodiversidad de las plantas, la variabilidad de los ecosistemas y la productividad, lo cual implica la necesidad de proteger los HHMMAA y tenerlos en cuenta en las prácticas de gestión agrícola futuras, con el fin de conservar la diversidad de los ecosistemas (van der Heijden et al., 1998). El fenómeno que subyace en la afirmación anterior es que las hifas de los HHMMAA pueden ser mediadoras entre las raíces y las plantas adyacentes, e incluso facilitar el transporte de nutrientes y asimilados, tanto entre miembros de la misma especie o de especies diferentes (Simard et al., 1997). Las asociaciones de plantas por medio de los HHMMAA pueden influir en la estructura de la comunidad (O'Connor et al., 2002; Reynolds et al., 2003; van der Heijden y Horton, 2009). Por ejemplo, Bray et al. (2003) sugirieron que, las interacciones competitivas entre plantas exóticas invasivas y plantas nativas, dependen de las asociaciones micorrízicas presentes. Las asociaciones de plantas mediante HHMMAA pueden influir en los procesos del ecosistema, tanto por vías indirectas (mediante cambios en la composición de la comunidad microbiana de la planta y del suelo), como por vías directas (por efectos en la fisiología del huésped y la captura de recursos, y por efectos directos

del micelio) (Rillig, 2004a). Esto tiene importantes implicaciones en la producción de plantas de raíz desnuda en semilleros, ya que compartiendo recursos mediante la red de HHMMAA, el tamaño de la planta se igualaría y, por tanto, la uniformidad de los cultivos mejoraría.

La diversidad y la abundancia de micorrizas está negativamente correlacionada con la intensidad de la producción agrícola (Smith y Read, 2008). A esto hay que añadir que la escasa diversidad de cultivos (König et al., 2010), la abundancia de plantas no hospedadoras (Vestberg et al., 2005; Mathimaran et al., 2005), el laboreo (Jansa et al., 2002; Castillo et al., 2006; Alguacil et al., 2008; Brito et al., 2012; Wetzel et al., 2014; Oehl y Koch, 2018; Baltruschat et al., 2019), fertilizantes con altos niveles de N y P (Wang et al., 2009; Jansa et al., 2014; Baltruschat et al., 2019), fungicidas (Castelli et al., 2014) y los prolongados y frecuentes períodos de barbecho (Thompson, 1987) influyen negativamente en la cantidad absoluta de esporas viables de micorrizas y de MER infecciosos en el suelo.

El laboreo puede considerarse como el principal factor de la actividad humana que perjudica los HHMMAA y la comunidad microbiana del suelo en general (Mathew et al., 2012). El laboreo convencional suele alterar los 20-35 cm superiores del suelo, y provoca cambios en las propiedades fisicoquímicas del mismo (Peigné et al., 2007) mediante el uso de arados de vertedera, arados de disco o máquinas de pala. Por el contrario, las prácticas agrícolas con laboreo mínimo o sin laboreo, utilizan un arado poco profundo o nulo, lo que se traduce en una reducción de la erosión del suelo, una mayor macroporosidad en la superficie del suelo (por ejemplo, por una mayor abundancia de lombrices), un aumento de la actividad microbiana y del almacenamiento de carbono, y una reducción de la escorrentía y de las pérdidas de nutrientes (Peigné et al., 2007).

El laboreo del suelo no es tolerado de igual forma por todas las especies de HHMMAA (Köhl et al., 2014). Algunas especies de HHMMAA se mostraron como “generalistas” (Oehl et al., 2003), y se dieron en tipos diferentes de suelos (suelos arenosos o arcillosos, suelos fértiles e infértiles), climas (secos y húmedos) e intensidades en el uso del suelo (ecosistemas gestionados de forma natural e intensiva). Algunas especies son más sensibles, tienen una baja aptitud en agroecosistemas gestionados de forma intensiva, y por eso pueden encontrarse exclusivamente en suelos con laboreo mínimo o sin laboreo (Castillo et al., 2006, 2016; Oehl et al., 2003, 2010; Oehl y Koch, 2018; Baltruschat et al., 2019). Una característica predominante de las comunidades de HHMMAA que crecen en suelos sin laboreo es que producen más MER (Kabir et al., 1998; Borie et al., 2006), y suelen colonizar las raíces de las plantas huésped en mayor medida que aquellos HHMMAA expuestos al laboreo del suelo (Schenk et al., 1982; McGonigle y Miller, 1996; Brito et al., 2012). La interrupción de las redes de hifas y el debilitamiento de los propágulos de HHMMAA en volúmenes de suelo superiores, debido al laboreo profundo del suelo, reduce las posibilidades de que las raíces de las plantas colonicen ese terreno (Kabir, 2005). Como consecuencia, la absorción de nutrientes (principalmente de P), es inferior en plantas con comunidades de HHMMAA en suelos labrados que las que se encuentran en suelos no labrados (Köhl et al., 2014).

En general, el uso excesivo de fertilizantes químicos en la agricultura intensiva contribuye significativamente a la contaminación de las fuentes de agua potable, y representa una importante contribución a la contaminación del medioambiente. Cordell et al. (2009) calcularon que las actuales reservas de fosfato mundiales se agotarán en un período de entre 50 y 100 años, y puede que se alcance el máximo punto de producción de P hacia el año 2030. Sin embargo, la calidad de las extracciones de fosforita

(fuente de P concentrada) está disminuyendo, mientras que los costes de producción se incrementan. En el futuro, habrá una demanda creciente de nuevas formas de fertilizar cultivos con fósforo. Una de ellas podría ser una mayor absorción de P procedente de suelos con grandes cantidades de P en formas no disponibles (ej. adsorbida de los minerales arcillosos; fosfatos de Fe, Al o Ca; en complejos orgánicos) (Bünemann y Condron, 2017). Sin embargo, como demostraron Köhl et al. (2014), las comunidades microbianas manipuladas (ej. mediante la gestión agrícola adaptativa), también pueden ayudar a mejorar la disponibilidad de P para las plantas mediante las concentraciones inherentes de fósforo que se encuentran en el suelo, reduciendo así la necesidad de fertilizantes de P.

3. EFECTOS DE LOS HONGOS MICORRÍDICOS SOBRE LOS PATÓGENOS DE LAS PLANTAS Y LA CALIDAD DEL SUELO

La simbiosis de hongos micorrícicos suele dar como resultado una mayor resistencia, o menor susceptibilidad, de las plantas a los patógenos que se propagan por el suelo (ej. Dassi et al., 1998; Brimmer y Boland, 2003; Dalpé, 2005). El potencial de las micorrizas como agentes de biocontrol abarca varios mecanismos, ya conocidos, de interacción con otros componentes, incluidos en el conjunto formado por “planta-micorriza-patógeno-ambiente”. Se pueden considerar los siguientes mecanismos: una mejor nutrición de la planta; la transformación anatómica y morfológica del sistema radicular; la activación de los mecanismos de defensa de las plantas (especialmente a nivel enzimático); competencia directa entre hongos micorrícicos y patógenos de la raíz por los productos de las plantas huésped o los sitios de infección/colonización; y la modificación de las comunidades microbianas del suelo (Azcón-Aguilar y Barea, 1997; Brimmer y Boland, 2003; Dalpé, 2005).

La biota del suelo, y en particular los hongos micorrícicos, desempeñan un papel esencial en el control de la erosión, y pueden influir en la calidad del suelo como indicador integral de ecosistemas sostenibles (Herrick, 2000). Una de las características más importantes del suelo es su estabilidad frente a la erosión. La agregación de componentes estables al agua parece ser uno de los efectos más importantes de las micorrizas en el suelo (Caravaca et al., 2002; Rillig, 2004b). Se demostró que los suelos con hongos micorrícicos contienen muchos más agregados estables al agua que los suelos no colonizados con hongos micorrícicos (Augé, 2001). Además de que las partículas del suelo están físicamente entrelazadas con hifas fúngicas, las hifas de HHMMAA producen glomalina, una glicoproteína, cuantificada desde el punto de vista operacional en suelos como proteína edáfica relacionada con la formación de agregados (Wright y Upadhyaya, 1996), que es capaz de agregar partículas del suelo y actuar como un agente que frena la erosión (Rillig, 2004b). La glomalina penetra en el suelo liberándose a partir de la descomposición de las hifas, en vez de la secreción activa (Driver et al., 2005). Su concentración depende

principalmente de la cobertura vegetal y de la gestión del suelo (Mirás-Avalos et al., 2011), y se reduce con la profundidad (Harner et al., 2004).

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Debido a que la concienciación sobre los beneficios de la simbiosis de los hongos micorrícicos se está extendiendo entre los agricultores, los productos comerciales que contienen HHMMAA se están utilizando cada vez más en la producción de cultivos. No existe un método universal para su aplicación, sin embargo, el producto debe alcanzar las zonas adyacentes a la raíz de la planta que se está desarrollando, bien mediante el tratamiento de la semilla, mediante el sistema de irrigación, la utilización de surcos o bien mezclándolos con el sustrato de cultivo en los viveros. La eficacia de la inoculación de micorrizas dependerá de la gestión del suelo y de los cultivos, de la calidad del producto, del método de aplicación y de otros factores (ej. el ecológico).

La mayoría de los productos cultivados en la agricultura, horticultura o silvicultura dependen, hasta cierto punto, de un tipo de relación micorrízica con los hongos del suelo. La importancia de los HHMMAA aumenta en ambientes en los que escasean los nutrientes esenciales, con estrés hídrico o con otras carencias ambientales. Son muy valiosos para el funcionamiento óptimo de los suelos, y para la estabilidad y sostenibilidad general de los ecosistemas. Una adecuada gestión de los HHMMAA del suelo puede llegar a reducir de forma significativa la cantidad de fertilizantes que se aplican, sin reducir la productividad de la planta, al tiempo que se posibilita una producción de cultivos más sostenible.

REFERENCIAS

- Alguacil MM, Lumini E, Roldán A, Salinas-García JR, Bonfante P, Bianciotto V. The impact of tillage practices on arbuscular mycorrhizal fungal diversity in subtropical crops. *Ecol Appl* 2008;18:527–36. <https://doi.org/10.1890/07-0521.1>.
- Augé RM. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza* 2001;11:3–42. <https://doi.org/10.1007/s005720100097>.
- Avio L, Castaldini M, Fabiani A, Bedini S, Sbrana C, Turrini A, et al. Impact of nitrogen fertilization and soil tillage on arbuscular mycorrhizal fungal communities in a Mediterranean agroecosystem. *Soil Biol Biochem* 2013;67:285–94. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.005>.
- Azcón-Aguilar C, Barea JM. Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens - an overview of the mechanisms involved. *Mycorrhiza* 1997;6:457–64. <https://doi.org/10.1007/s005720050147>.
- Baltruschat H, Santos VM, da Silva DKA, Schellenberg I, Deubel A, Sieverding E, et al. Unexpectedly high diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in fertile Chernozem croplands in Central Europe. *CATENA* 2019;182:104135. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104135>.
- Borie F, Rubio R, Rouanet JL, Morales A, Borie G, Rojas C. Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil Tillage Res* 2006;88:253–61. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.004>.
- Bowles TM, Barrios-Masias FH, Carlisle EA, Cavagnaro TR, Jackson LE. Effects of arbuscular mycorrhizae on tomato yield, nutrient uptake, water relations, and soil carbon dynamics under deficit irrigation in field conditions. *Sci Total Environ* 2016;566–567:1223–34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.178>.
- Bray SR, Kitajima K, Sylvia DM. Mycorrhizae differentially alter growth, physiology, and competitive ability of an invasive shrub. *Ecol Appl* 2003;13:565–574. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0565:MDAGPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0565:MDAGPA]2.0.CO;2).
- Brimner TA, Boland GJ. A review of the non-target effects of fungi used to biologically control plant diseases. *Agric Ecosyst Environ* 2003;100:3–16. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00200-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00200-7).
- Brito I, Goss MJ, De Carvalho M. Effect of tillage and crop on arbuscular mycorrhiza colonization of winter wheat and triticale under


- Mediterranean conditions. *Soil Use Manag* 2012;28:202–8. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00404.x>.
- Brundrett MC. Global Diversity and Importance of Mycorrhizal and Nonmycorrhizal Plants. *Biogeogr. Mycorrhizal Symbiosis*, Springer; 2017, p. 533–556. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56363-3_21.
 - Brundrett MC, Tedersoo L. Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytol* 2018;220:1108–15. <https://doi.org/10.1111/nph.14976>.
 - Bünemann EK, Condron LM. Phosphorus and Sulphur Cycling in Terrestrial Ecosystems. *Nutr. Cycl. Terr. Ecosyst.*, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg; 2007, p. 65–92. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68027-7_3.
 - Cabral C, Ravnskov S, Tringovska I, Wollenweber B. Arbuscular mycorrhizal fungi modify nutrient allocation and composition in wheat (*Triticum aestivum* L.) subjected to heat-stress. *Plant Soil* 2016;408:385–99. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2942-x>.
 - Caravaca F, Hernández T, García C, Roldán A. Improvement of rhizosphere aggregate stability of afforested semiarid plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma* 2002;108:133–44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00130-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00130-1).
 - Castelli M, Urcovicche RC, Gimenes RMT, Alberton O. Arbuscular mycorrhizal fungi diversity in maize under different soil managements and seed treatment with fungicide. *J Food, Agric Environ* 2014;12:486–91.
 - Castillo CG, Borie F, Oehl F, Sieverding E. Arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity: prospecting in Southern-Central zone of Chile. A review. *J Soil Sci Plant Nutr* 2016;16:400–22. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000036>.
 - Castillo CG, Rubio R, Rouanet JL, Borie F. Early effects of tillage and crop rotation on arbuscular mycorrhizal fungal propagules in an Ultisol. *Biol Fertil Soils* 2006;43:83–92. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0067-0>.
 - Cordell D, Drangert J-O, White S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob Environ Chang* 2009;19:292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.
 - Cozzolino V, Di Meo V, Monda H, Spaccini R, Piccolo A. The molecular characteristics of compost affect plant growth, arbuscular mycorrhizal fungi, and soil microbial community composition. *Biol Fertil Soils* 2016;52:15–29. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1046-8>.
 - Dalpé Y. Les mycorhizes : un outil de protection des plantes mais non une panacée. *Phytoprotection* 2005;86:53–9. <https://doi.org/10.7202/011715ar>.
 - Dassi B, Dumas-Gaudot E, Gianinazzi S. Do pathogenesis-related (PR) proteins play a role in bioprotection of mycorrhizal tomato roots towards *Phytophthora parasitica*? *Physiol Mol Plant Pathol* 1998;52:167–

83. <https://doi.org/10.1006/pmpp.1998.0144>.
- Delavaux CS, Smith-Ramesh LM, Kuebbing SE. Beyond nutrients: a meta-analysis of the diverse effects of arbuscular mycorrhizal fungi on plants and soils. *Ecology* 2017;98:2111–9. <https://doi.org/10.1002/ecy.1892>.
 - Driver JD, Holben WE, Rillig MC. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biol Biochem* 2005;37:101–6. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.011>.
 - Gianinazzi S, Gollotte A, Binet M-N, van Tuinen D, Redecker D, Wipf D. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 2010;20:519–30. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0333-3>.
 - Harner MJ, Ramsey PW, Rillig MC. Protein accumulation and distribution in floodplain soils and river foam. *Ecol Lett* 2004;7:829–36. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00638.x>.
 - van der Heijden MGA, Horton TR. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *J Ecol* 2009;97:1139–50. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01570.x>.
 - van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Boller T, et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 1998;396:69–72. <https://doi.org/10.1038/23932>.
 - Herrick JE. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Appl Soil Ecol* 2000;15:75–83. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00073-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00073-1).
 - Hildebrandt U, Janetta K, Ouziad F, Renne B, Nawrath K, Bothe H. Arbuscular mycorrhizal colonization of halophytes in Central European salt marshes. *Mycorrhiza* 2001;10:175–83. <https://doi.org/10.1007/s005720000074>.
 - Hodge A, Storer K. Arbuscular mycorrhiza and nitrogen: implications for individual plants through to ecosystems. *Plant Soil* 2015;386:1–19. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2162-1>.
 - Jakobsen I, Abbott LK, Robson AD. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L.. 1. Spread of hyphae and phosphorus inflow into roots. *New Phytol* 1992;120:371–80. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1992.tb01077.x>.
 - Jansa J, Erb A, Oberholzer H-R, Šmilauer P, Egli S. Soil and geography are more important determinants of indigenous arbuscular mycorrhizal communities than management practices in Swiss agricultural soils. *Mol Ecol* 2014;23:2118–35. <https://doi.org/10.1111/mec.12706>.
 - Jansa J, Mozafar A, Anken T, Ruh R, Sanders IR, Frossard E. Diversity and structure of AMF communities as affected by tillage in a temperate soil. *Mycorrhiza* 2002;12:225–34. <https://doi.org/10.1007/s00572-002-0163-z>.
 - Jeffries P, Gianinazzi S, Perotto S, Turnau K, Barea J-M. The

- contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biol Fertil Soils* 2003;37:1–16. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0546-5>.
- Kabir Z. Tillage or no-tillage: Impact on mycorrhizae. *Can J Plant Sci* 2005;85:23–9. <https://doi.org/10.4141/P03-160>.
 - Kabir Z, O'Halloran IP, Widden P, Hamel C. Vertical distribution of arbuscular mycorrhizal fungi under corn (*Zea mays* L.) in no-till and conventional tillage systems. *Mycorrhiza* 1998;8:53–5. <https://doi.org/10.1007/s005720050211>.
 - Köhl L, Oehl F, van der Heijden MGA. Agricultural practices indirectly influence plant productivity and ecosystem services through effects on soil biota. *Ecol Appl* 2014;24:1842–53. <https://doi.org/10.1890/13-1821.1>.
 - König S, Wubet T, Dormann CF, Hempel S, Renker C, Buscot F. TaqMan Real-Time PCR Assays To Assess Arbuscular Mycorrhizal Responses to Field Manipulation of Grassland Biodiversity: Effects of Soil Characteristics, Plant Species Richness, and Functional Traits. *Appl Environ Microbiol* 2010;76:3765–75. <https://doi.org/10.1128/AEM.02951-09>.
 - de la Peña E, Echeverría SR, van der Putten WH, Freitas H, Moens M. Mechanism of control of root-feeding nematodes by mycorrhizal fungi in the dune grass *Ammophila arenaria*. *New Phytol* 2006;169:829–40. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01602.x>.
 - Leake J, Johnson D, Donnelly D, Muckle G, Boddy L, Read D. Networks of power and influence: the role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functioning. *Can J Bot* 2004;82:1016–45. <https://doi.org/10.1139/b04-060>.
 - Lehmann A, Rillig MC. Arbuscular mycorrhizal contribution to copper, manganese and iron nutrient concentrations in crops – A meta-analysis. *Soil Biol Biochem* 2015;81:147–58. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.013>.
 - Mäder P, Vierheilig H, Streitwolf-Engel R, Boller T, Frey B, Christie P, et al. Transport of ¹⁵N from a soil compartment separated by a polytetrafluoroethylene membrane to plant roots via the hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol* 2000;146:155–61. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00615.x>.
 - Mathew RP, Feng Y, Githinji L, Ankumah R, Balkcom KS. Impact of No-Tillage and Conventional Tillage Systems on Soil Microbial Communities. *Appl Environ Soil Sci* 2012;2012:1–10. <https://doi.org/10.1155/2012/548620>.
 - Mathimaran N, Ruh R, Vulliod P, Frossard E, Jansa J. *Glomus intraradices* dominates arbuscular mycorrhizal communities in a heavy textured agricultural soil. *Mycorrhiza* 2005;16:61–6. <https://doi.org/10.1007/s00572-005-0014-9>.
 - Mcgonigle TP, Miller MH. Development of fungi below ground in association with plants growing in disturbed and undisturbed soils. *Soil Biol Biochem* 1996;28:263–9. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00129-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00129-8).
 - Mirás-Avalos JM, Antunes PM, Koch A, Khosla K, Klironomos JN, Dunfield KE. The influence of tillage on the structure of rhizosphere and root-associated arbuscular mycorrhizal fungal communities.

- Pedobiologia (Jena) 2011;54:235–41. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.03.005>.
- Njeru EM, Avio L, Bocci G, Sbrana C, Turrini A, Bàrberi P, et al. Contrasting effects of cover crops on 'hot spot' arbuscular mycorrhizal fungal communities in organic tomato. *Biol Fertil Soils* 2015;51:151–66. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0958-z>.
 - O'Connor PJ, Smith SE, Smith FA. Arbuscular mycorrhizas influence plant diversity and community structure in a semiarid herbland. *New Phytol* 2002;154:209–18. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00364.x>.
 - Oehl F, Koch B. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in no-till and conventionally tilled vineyards. *J Appl Bot Food Qual* 2018;91:56–60. <https://doi.org/10.5073/JABFQ.2018.091.008>.
 - Oehl F, Körner C. Multiple mycorrhization at the coldest place known for Angiosperm plant life. *Alp Bot* 2014;124:193–8. <https://doi.org/10.1007/s00035-014-0138-7>.
 - Oehl F, Laczko E, Bogenrieder A, Stahr K, Bösch R, van der Heijden M, et al. Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Soil Biol Biochem* 2010;42:724–38. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.01.006>.
 - Oehl F, Sieverding E, Ineichen K, Mäder P, Boller T, Wiemken A. Impact of Land Use Intensity on the Species Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Agroecosystems of Central Europe. *Appl Environ Microbiol* 2003;69:2816–24. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.5.2816-2824.2003>.
 - Peigné J, Ball BC, Roger-Estrade J, David C. Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. *Soil Use Manag* 2007;23:129–44. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00082.x>.
 - Redecker D. Molecular identification and phylogeny of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil* 2002;244:67–73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1020283832275>.
 - Reynolds HL, Packer A, Bever JD, Clay K. Grassroots ecology: plant–microbe–soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology* 2003;84:2281–91. <https://doi.org/10.1890/02-0298>.
 - Rillig MC. Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecol Lett* 2004a;7:740–54. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00620.x>.
 - Rillig MC. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Can J Soil Sci* 2004b;84:355–63. <https://doi.org/10.4141/S04-003>.
 - Rillig MC, Mummey DL. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytol* 2006;171:41–53. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>.
 - Schenk NC, Smith GS, Mitchell DJ, Gallaher RN. Minimum tillage effects on the incidence of beneficial mycorrhizal fungi on agronomic crops. *Florida Sci* 1982;45 (Suppl).
 - Schüßler A, Schwarzott D, Walker C. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycol Res* 2001;105:1413–21. <https://doi.org/10.1017/S0953756201005196>.
 - Simard SW, Perry DA, Jones MD, Myrold DD, Durall DM, Molina R. Net transfer of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field.

- Nature 1997;388:579–82. <https://doi.org/10.1038/41557>.
- Smith S, Read D. Mycorrhizal Symbiosis. Elsevier; 2008. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-370526-6.X5001-6>.
 - Smith SE, Jakobsen I, Grønlund M, Smith FA. Roles of Arbuscular Mycorrhizas in Plant Phosphorus Nutrition: Interactions between Pathways of Phosphorus Uptake in Arbuscular Mycorrhizal Roots Have Important Implications for Understanding and Manipulating Plant Phosphorus Acquisition. *Plant Physiol* 2011;156:1050–7. <https://doi.org/10.1104/pp.111.174581>.
 - Solaiman ZM, Abbott LK, Varma A. Mycorrhizal Fungi: Use in Sustainable Agriculture and Land Restoration. vol. 41. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg; 2014. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-45370-4>.
 - Sudová R, Rydlová J, Čtvrtlíková M, Havránek P, Adamec L. The incidence of arbuscular mycorrhiza in two submerged Isoëtes species. *Aquat Bot* 2011;94:183–7. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.02.003>.
 - Thompson J. Decline of vesicular-arbuscular mycorrhizae in long fallow disorder of field crops and its expression in phosphorus deficiency of sunflower. *Aust J Agric Res* 1987;38:847. <https://doi.org/10.1071/AR9870847>.
 - Vestberg M, Saari K, Kukkonen S, Hurme T. Mycotrophy of crops in rotation and soil amendment with peat influence the abundance and effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi in field soil. *Mycorrhiza* 2005;15:447–58. <https://doi.org/10.1007/s00572-005-0349-2>.
 - Wang M-Y, Hu L-B, Wang W-H, Liu S-T, Li M, Liu R-J. Influence of Long-Term Fixed Fertilization on Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Pedosphere* 2009;19:663–72. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60161-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60161-2).
 - Wetzel K, Silva G, Matczinski U, Oehl F, Fester T. Superior differentiation of arbuscular mycorrhizal fungal communities from till and no-till plots by morphological spore identification when compared to T-RFLP. *Soil Biol Biochem* 2014;72:88–96. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.033>.
 - Wright SF, Upadhyaya A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Sci* 1996;161:575–86. <https://doi.org/10.1097/00010694-199609000-00003>.
 - Wu Q-S, Xia R-X. Arbuscular mycorrhizal fungi influence growth, osmotic adjustment and photosynthesis of citrus under well-watered and water stress conditions. *J Plant Physiol* 2006;163:417–25. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2005.04.024>.
 - Yang H, Dai Y, Wang X, Zhang Q, Zhu L, Bian X. Meta-Analysis of Interactions between Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Biotic Stressors of Plants. *Sci World J* 2014;2014:1–7. <https://doi.org/10.1155/2014/746506>.



CAPÍTULO 7

CONTAMINACIÓN Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO

Kristian K. Brandt¹

*¹Departamento de Ciencias Vegetales y Medioambientales,
Universidad de Copenhague, Thorvaldsensvej 40, 1871
Frederiksberg, Dinamarca*

RESUMEN

Los suelos saludables albergan una enorme diversidad de microorganismos y una biota edáfica muy rica, lo cual es de vital importancia para la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, la contaminación química puede ponerlos en peligro. Este capítulo es un estudio general sobre algunas de las clases más importantes de contaminantes químicos, y los posibles impactos adversos que pueden causar en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos asociados. El significado del término “contaminante” que se utiliza es el de sustancia química que provoca resultados no deseados y adversos sobre el medioambiente o la salud de las personas, después de haber sido liberado en el suelo agrícola. Entre los principales contaminantes de los suelos agrícolas se incluye una amplia gama de elementos tóxicos inorgánicos (metales pesados y metaloides), abono nitrogenado (N), y fósforo (P) no absorbido por los cultivos, restos de pesticidas y un grupo de los llamados contaminantes emergentes, tales como productos farmacéuticos y genes de resistencia antibiótica. Los metales, debido a su naturaleza persistente y su habitual acumulación en los suelos agrícolas, son, probablemente, un tipo de contaminantes que pueden causar efectos de larga duración en la biodiversidad del suelo. Los pesticidas también tienen muchas probabilidades de causar efectos en organismos a los que no van dirigidos, especialmente a aquellos que están íntimamente ligados, es decir, a los que estos productos agroquímicos pretenden atacar, y también pueden afectar a la biodiversidad de los ambientes acuáticos y terrestres adyacentes. Asimismo, un exceso de N y P suministrado mediante abonos inorgánicos pueden actuar en detrimento de la diversidad de los cultivos a escala paisajística, y causar el colapso de ecosistemas acuáticos con alto nivel de eutrofización. Es necesario llevar a cabo prácticas agrícolas que armonicen la productividad de los cultivos y la biodiversidad, para asegurar la producción de alimentos, contrarrestando, al mismo tiempo, la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos asociados. Para conseguir este objetivo es necesario que agricultores innovadores y científicos trabajen conjuntamente, para comprender la gran complejidad de los efectos que la contaminación del suelo puede causar en los ecosistemas e incluso traspasar sus fronteras.

Palabras clave: biodiversidad, servicios ecosistémicos, microbioma, contaminantes, suelo.

1. INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas son fundamentales para el bienestar humano y proporcionan varios servicios ecosistémicos de crucial importancia para la humanidad (MEA, 2005; ver Capítulo 1). Durante milenios, los agricultores han trabajado para aprovechar uno de esos servicios ecosistémicos, es decir, la producción de cultivos agrícolas que proporcionen alimento a los seres humanos y a los animales domésticos. Aún existe la necesidad de optimizar las prácticas de gestión de los cultivos, pero por ahora, la mayoría de las innovaciones más sencillas ya han sido implementadas por los agricultores en Europa. Además de la producción de cultivos, los suelos agrícolas también proporcionan una amplia gama de otros servicios ecosistémicos que deberían de protegerse y “gestionarse” para asegurar una agricultura sostenible y maximizar los beneficios para la humanidad (MEA, 2005). Los agricultores cada vez están más convencidos de la necesidad de proteger este amplio número de servicios ecosistémicos dentro de los agroecosistemas. En gran medida, estos servicios del ecosistema pueden estar vinculados a la presencia y a las funciones de la biota del suelo, tales como los microorganismos y los animales invertebrados (Brandt et al., 2015; Power, 2010).

La biodiversidad del suelo es, por lo tanto, de gran importancia para la provisión de servicios ecosistémicos. Los suelos saludables albergan una inmensa diversidad de microorganismos edáficos así como una fauna muy rica. De hecho, un solo gramo de suelo contiene varios billones de microorganismos pertenecientes a miles de especies diferentes, y sólo una pequeña fracción de ellos han sido identificados y descritos por los microbiólogos (Curtis et al., 2002; Delmont et al., 2011; Fierer et al., 2007). Los microorganismos incluyen procariotas (es decir, bacterias y arqueas) y eucariotas (ej. hongos y protozoos), que en su conjunto son de vital importancia para los agricultores por su impacto en la fertilidad del suelo y en la regulación de plagas. Sin embargo, estos microorganismos también proporcionan una fuente muy rica de sustancias bioquímicas a la industria biotecnológica y a la farmacéutica, y causan un profundo impacto en el clima, en la calidad del medioambiente y en la salud humana (Brandt et al., 2015). Así mismo, los animales edáficos desempeñan funciones importantes en lo relativo al mantenimiento de la salud de los suelos y los agroecosistemas. La actividad de las lombrices de tierra, por ejemplo, es importante para mantener una estructura del suelo óptima para el crecimiento vegetal, y para estimular los procesos microbianos del suelo (Power, 2010). Igualmente, los nematodos representan un grupo de animales edáficos dominante y de gran diversidad, que estimulan los procesos microbianos (ej. mediante la función ecológica de depredadores de microorganismos y de vehículos que hacen posible su transporte en el suelo) (van den Hoogen et al., 2019).

En un amplio informe llevado a cabo recientemente, se calculó que el 33% de los suelos sufren un nivel de degradación de moderado a alto debido a la erosión, salinización, compactación, acidificación y contaminación química de los suelos, y representa una de las principales amenazas para la agricultura sostenible y la seguridad alimentaria mundial (FAO, 2015). Según este informe, la contaminación química es la tercera amenaza en orden de importancia para la función del suelo (lo que en términos generales se puede entender como los servicios ecosistémicos proporcionados por el suelo) en Europa. De hecho, la concienciación sobre la contaminación del suelo es cada vez mayor en todo el mundo (Rodríguez-Eugenio et al., 2018). El siguiente texto ofrece una breve visión sobre algunas de las clases más importantes de contaminantes químicos, y de sus posibles impactos negativos en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos asociados a los suelos agrícolas.

El término “contaminante” se utiliza aquí para referirnos a las sustancias químicas que provocan, en concentraciones superiores a las especificadas, unos efectos adversos no deseados en la calidad del medioambiente o en la salud humana, una vez son liberados en el suelo agrícola. Esta definición incluye sustancias agroquímicas como abonos y pesticidas inorgánicos, ya que estos compuestos, cuando no se manejan adecuadamente, pueden causar efectos negativos sobre organismos a los que no van dirigidos, tanto dentro del agroecosistema como más allá del mismo. Esta definición también incluye a varias sustancias naturales, tales como los elementos traza, que pueden llegar a producir efectos tóxicos en la biota del suelo si se acumulan en suelos agrícolas. Entre los principales contaminantes de los suelos agrícolas se encuentra una amplia gama de elementos tóxicos (metales pesados y metaloides), nitrógeno (N) y fósforo (P) procedentes de la utilización excesiva de abono, pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), contaminantes orgánicos persistentes (COPs), radioisótopos, contaminantes emergentes (ej. sustancias farmacéuticas), microorganismos patógenos y bacterias/genes de resistencia antimicrobiana (Rodríguez-Eugenio et al., 2018). En éste capítulo trataremos sobre los metales pesados, pesticidas, contaminantes emergentes y abonos.

A pesar de que todos estos compuestos están considerados contaminantes, realmente los agricultores utilizan la mayoría de ellos para incrementar la productividad y la rentabilidad agrícola. Por ejemplo, los metales esenciales, como el cobre y el zinc, y las sustancias farmacéuticas veterinarias, se usan para la estimulación del crecimiento de la ganadería, pero acaban en los suelos agrícolas tras la aplicación de estiércol. Asimismo, los pesticidas y abonos son esenciales para maximizar las cosechas en la mayoría de los sistemas de cultivo.

2. METALES PESADOS

Cada vez se utiliza menos el término “metales pesados” en la literatura científica ya que este término se considera, en cierta manera, vago e incluso confuso (Hodson, 2004). Sin embargo, todo el mundo entiende este término, y aquí lo vamos a utilizar, para referirnos a un grupo de metales y metaloides tóxicos como el mercurio, cadmio, plomo, cobre, zinc, cromo y arsénico, que causan problemas en el medioambiente. Algunos de estos elementos (en especial el cromo, cobre y zinc) son elementos esenciales en la mayoría de los organismos, y se consideran micronutrientes para los cultivos. Sin embargo, cuando hay una concentración excesiva de estos elementos, pueden ser tóxicos para los humanos y para otros organismos vivos, entre los que se incluyen aquellos que residen en los suelos agrícolas. Entre las fuentes antropogénicas de metales pesados se incluye: la deposición atmosférica (ej. mediante la industria de la minería u otras actividades industriales) o la introducción mediante las aguas de riego, los abonos (tanto inorgánicos como orgánico) o los fungicidas a base de cobre.

Se ha descubierto que los metales pesados se acumulan en cantidades que llegan a alcanzar niveles tóxicos en algunos suelos agrícolas, como en viejos viñedos tras un uso extensivo de fungicidas a base de cobre (Komárek et al., 2010), o en suelos agrícolas que reciben aguas residuales de peor calidad durante largos períodos de tiempo (McGrath et al., 1995). Sin embargo, en general, las políticas y la legislación actuales de la Unión Europea (UE) han reducido “el problema de los metales pesados” en las últimas décadas, y actualmente nos dedicamos, en gran media, a solucionar antiguos episodios de contaminación de metales pesados. Sin embargo, las concentraciones de metales en los suelos siguen aumentando en los sistemas de cultivo que utilizan fungicidas a base de cobre o estiércol porcino, que reciben de forma rutinaria niveles excesivos de cobre y zinc como aditivos del pienso (Jensen et al., 2016; Magid et al., 2020). Además, los niveles de metales del suelo pueden aumentar en áreas con altos índices de deposición atmosférica de metales (ej. procedentes de fundiciones u otras actividades industriales) (Ettler, 2016).

3. PESTICIDAS

Con el uso extendido de pesticidas en la agricultura se pretende claramente reducir las pérdidas de cultivo causadas por los insectos, las malas hierbas y los patógenos vegetales microbianos (principalmente hongos), pero los efectos no deseados de los pesticidas en la biodiversidad o en los servicios ecosistémicos asociados deberían ser estudiados como corresponde (Grupo de expertos de la EFSA sobre Productos Fitosanitarios y sus residuos (PPR por sus siglas en inglés), 2010). Además de los fungicidas a base de cobre mencionados anteriormente, los pesticidas representan, según el Grupo de expertos de la EFSA sobre Productos Fitosanitarios y sus residuos (PPR), una gran diversidad de productos químicos orgánicos sintéticos con muy variados efectos y consecuencias medioambientales. Algunos de ellos se mineralizan fácilmente en el suelo, mientras que otros son bastante persistentes, o pueden dar lugar a compuestos problemáticos durante su degradación.

En algunos casos, el uso de pesticidas puede afectar negativamente a la biodiversidad y a los organismos a los que van dirigidos, ya que pueden desarrollar resistencia a los pesticidas que haga que actúen con menor efectividad que la prevista (Fisher et al., 2018). La resistencia a los pesticidas también puede suponer, en algunos casos, un riesgo para la salud de los seres humanos. De hecho, la resistencia fúngica a los fungicidas azoles está muy extendida en algunas zonas de Europa, y se la ha vinculado al riesgo de fracaso del tratamiento que reciben las personas inmunodeprimidas infectadas con ciertos patógenos fúngicos (Berger et al., 2017; Fisher et al., 2018).

Los pesticidas también pueden ser transportados a ecosistemas terrestres o acuáticos adyacentes y, por lo tanto, pueden causar efectos adversos a organismos a los que no iban dirigidos (Grupo de expertos de la EFSA sobre Productos Fitosanitarios y sus residuos (PPR), 2010; Schwarzenbach, 2006). Así que, parece claro que la agricultura sostenible debería depender menos de estos productos agroquímicos tóxicos.

4. CONTAMINANTES EMERGENTES

Por contaminantes emergentes se entiende un número creciente de sustancias químicas sintéticas o naturales a las que habitualmente no se les hace un seguimiento, pero que despiertan una creciente preocupación en lo relativo a la calidad medioambiental o a la salud de las personas. Así, el término incluye tanto a las sustancias químicas peligrosas producidas por el hombre e introducidas en el medioambiente, como a las sustancias químicas que se dan de forma natural y que, se pensaba, tenían un bajo nivel de riesgo para el medioambiente o los seres humanos.

Los productos farmacéuticos y de higiene personal (PPCP por sus siglas en inglés) constituyen dos categorías amplias de contaminantes emergentes que pueden llegar a los suelos agrícolas, especialmente mediante la incorporación de residuos animales, de aguas residuales o de agua de riego (Rodríguez-Eugenio et al., 2018; Smith, 2009). Son compuestos bioactivos pensados para actuar en el cuerpo humano, y por lo tanto, se les debería hacer un seguimiento pormenorizado para comprobar sus efectos en la biota del suelo (Magid et al., 2020). Además, las sustancias farmacéuticas antimicrobianas (antimicrobianos) están diseñadas para matar o inhibir la actividad de las bacterias (antibióticos), hongos (antifúngicos) u otros microorganismos, y pueden, por consiguiente, producir efectos adversos en los microorganismos del suelo (Brandt et al., 2015).

Los plastificantes (ej. ftalatos y bisfenol A) representan otra categoría de contaminantes emergentes que pueden llegar a los suelos agrícolas a través de los mismos flujos de residuos que los PPCP, así como a través del uso extendido de materiales plásticos en algunas actividades agrícolas (Rodríguez-Eugenio et al., 2018; Nizzetto et al., 2016). Los plastificantes se utilizan para incrementar la flexibilidad de los plásticos, y se les conoce por ser potenciales disruptores endocrinos en los seres humanos. Recientemente los investigadores han comenzado a estudiar los efectos de los materiales hechos enteramente de plástico y de los microplásticos en los suelos agrícolas. Sin embargo, se sabe muy poco de los efectos de los (micro)plásticos en la biota del suelo (Boots et al., 2019). No obstante, un estudio reciente concluyó que es evidente que las altas dosis de algunos microplásticos pueden afectar negativamente al crecimiento vegetal y causar cambios significativos en el tamaño, actividad, estructura y funcionamiento de la comunidad microbiana del suelo (Zang et al., 2020).

Incluso algunos genes (es decir ADN) se han clasificado como contaminantes medioambientales emergentes. De ahí que se haya aceptado que los genes de resistencia a los antibióticos (GRA), y otros determinantes de la resistencia a los antibióticos (ej. elementos genéticos móviles dedicados a transferir genes de resistencia a los antibióticos entre las diferentes especies de bacterias), suponen un riesgo para la salud humana (Ashbolt et al., 2013; Larsson et al., 2018; Laxminarayan et al., 2020). Así, la dimensión medioambiental de la resistencia a los antibióticos, se ha incorporado a los actuales planes de acción de la UE, y a los planes de acción nacionales en la lucha mundial contra la resistencia a los antibióticos de las bacterias patógenas. Algunos estudios indican que los genes de resistencia a los antibióticos se han acumulado en los suelos durante la era de los antibióticos (es decir, desde ~1940), cuando los seres humanos comenzaron a utilizar antibióticos en la medicina humana, y posteriormente, en la cría

de ganado (Graham et al., 2016; Knapp et al., 2010; Zhao et al., 2020). No se comprenden muy bien las causas de esta expansión de genes de resistencia a los antibióticos en el reservorio del suelo, pero probablemente la dispersión de los GRA de origen humano y animal desempeñen un papel importante, así como la selección medioambiental de los genes de resistencia a los antibióticos.

5. ABONOS

Los abonos son esenciales para la mayoría de los sistemas de producción de cultivos, y por ello son de gran importancia para la seguridad alimentaria. Las prácticas agrícolas orgánicas utilizan exclusivamente abonos orgánicos (principalmente estiércol animal), mientras que los abonos inorgánicos se suelen utilizar en la agricultura convencional. Las plantas compiten por nutrientes con los microorganismos del suelo y, por lo tanto, son incapaces de absorber todos los insumos de N y P de los abonos. Cuando se aplican en exceso, o cuando los insumos no se ajustan a las necesidades de los cultivos, puede dar lugar a una serie de problemas tales como la eutrofización de ambientes acuáticos adyacentes (mediante la lixiviación o escorrentía), el aumento de la deposición atmosférica de amonio y la liberación de óxido nitroso (N_2O), un potente gas causante del efecto invernadero. Entre las consecuencias negativas del uso de abonos agrícolas están: la reducción de la biodiversidad tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres, zonas de disminución de oxígeno en ecosistemas marinos, costeros y fluviales, y el calentamiento global (Erisman et al., 2013; Gleeson et al., 2020; Robertson, 2000). Así, los agricultores y la sociedad en su conjunto, comparten un interés común centrado en optimizar la nutrición de las plantas maximizando la absorción eficiente de nutrientes en los cultivos.

Los abonos orgánicos representan una posibilidad para redistribuir nutrientes en zonas en donde haya granjas de animales, e incluso pueden facilitar la redistribución de nutrientes desde zonas urbanas a zonas rurales mediante la aplicación de lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales (biosólidos). Sin embargo, los residuos de origen animal y los lodos de las aguas residuales pueden contener una gran cantidad de los contaminantes mencionados, como metales, PPCP y genes de resistencia a los antibióticos. Los abonos orgánicos pueden ser una fuente de microorganismos resistentes a los patógenos y/o a los antimicrobianos, que pueden llegar a los consumidores por múltiples vías ambientales (ej. contaminación alimentaria, del suelo, agua y aire). Recientemente se revisaron y compararon los riesgos para la salud ambiental y humana asociados a los lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales y a los residuos de origen animal en el contexto danés (Pedersen et al., 2019; Magid et al., 2020). Se concluyó que los lodos procedentes de las aguas residuales de la sociedad actual danesa no suponen un riesgo superior para la biota del suelo o para la salud de los seres humanos, comparado con los residuos del ganado o de los cerdos. Dichas comparaciones son poco habituales, pero el estudio indica que la aplicación de lodos de alta calidad procedentes de las aguas residuales que se utilizan en las granjas, suponen un riesgo despreciable si se compara con las cantidades muy superiores de residuos animales utilizados como abono en las granjas.

6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

La contaminación supone un claro riesgo para la biodiversidad del suelo y para los servicios ecosistémicos asociados. Sin embargo, se debe resaltar que las comunidades bióticas del suelo agrícola (especialmente microorganismos), a menudo muestran una resistencia reseñable ante las alteraciones asociadas a la contaminación del suelo. Las comunidades microbianas del suelo pueden, por lo tanto, recuperarse rápidamente después de sufrir alteraciones asociadas a las prácticas de gestión agrícola, tales como el uso repetido de abonos o pesticidas (Petersen et al., 2003; Puglisi, 2012; Poulsen et al., 2013; Rutgersson et al., 2020).

Debido a la naturaleza persistente de los metales y a su acumulación en suelos agrícolas, en el presente y a lo largo de los años, se puede considerar que los metales son la clase de contaminantes que, probablemente, causen más efectos a largo plazo en la biodiversidad del suelo y en los servicios ecosistémicos aportados por la biota del suelo. La contaminación de metales en el suelo se ha detectado en muchos viñedos (ej. cobre), y se ha asociado a efectos negativos duraderos en la biota del suelo (Fernández-Calviño et al., 2011). Otros metales (ej. zinc) también se han relacionado con riesgos significativos (Jensen et al., 2016). Además de reducir directamente la biodiversidad del suelo, los metales también pueden afectar negativamente a la actividad de excavación de túneles que realizan las lombrices de tierra, dando lugar así a la compactación del suelo y a la consiguiente disminución de la biodiversidad (Arthur et al. 2012; Thorsen et al., 2013). También se ha descubierto que los metales provocan resistencia a los antibióticos y favorecen, por tanto, el incremento de la presencia de genes resistentes a antibióticos en el suelo (Berg et al., 2010; Zhao et al., 2019), y es probable que la resistencia causada sean incluso mayor que la de los propios antibióticos (comparado con los residuos antibióticos) de muchos suelos agrícolas.

Es probable que los pesticidas afecten a los organismos a los que no van dirigidos, especialmente a aquellos que estén más estrechamente relacionados con los organismos a los que van dirigidos (Thiour-Mauprivez et al., 2019), y pueden afectar a la biodiversidad en ambientes acuáticos y terrestres adyacentes. Así mismo, el exceso de abono con N y P puede afectar negativamente a la diversidad vegetal a escala paisajística, y colapsar los ecosistemas acuáticos mediante la eutrofización y consiguiente formación de zonas de agotamiento de oxígeno. Se deben garantizar unas prácticas agrícolas sostenibles para evitar, o al menos, mitigar problemas como estos en el futuro. Necesitamos prácticas agrícolas que reconcilien la productividad de los cultivos con la biodiversidad, para asegurar la producción alimentaria contrarrestando las actuales pérdidas de biodiversidad y de servicios ecosistémicos asociados.

Con este propósito, es muy necesario que agricultores innovadores y científicos trabajen conjuntamente para comprender totalmente la complejidad del impacto provocado por la contaminación del suelo, tanto en agroecosistemas como fuera de ellos. Necesitamos comprender la resistencia de la biota del suelo durante y después de la exposición a contaminantes, especialmente en el contexto del cambio climático. Más

concretamente, se necesita investigar poniendo énfasis en un buen número de factores (ej. contaminantes, clima, gestión de los cultivos, etc.) y sus interacciones, para poder reflejar mejor un contexto realista del campo en la investigación agrícola (Rillig et al., 2019).


REFERENCIAS

- Arthur E, Moldrup P, Holmstrup M, Schjøning P, Winding A, Mayer P, et al. Soil microbial and physical properties and their relations along a steep copper gradient. *Agric Ecosyst Environ* 2012;159:9–18. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.021>.
- Ashbolt NJ, Amézquita A, Backhaus T, Borriello P, Brandt KK, Collignon P, et al. Human Health Risk Assessment (HHRA) for Environmental Development and Transfer of Antibiotic Resistance. *Environ Health Perspect* 2013;121:993–1001. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206316>.
- Berg J, Thorsen MK, Holm PE, Jensen J, Nybroe O, Brandt KK. Cu Exposure under Field Conditions Coselects for Antibiotic Resistance as Determined by a Novel Cultivation-Independent Bacterial Community Tolerance Assay. *Environ Sci Technol* 2010;44:8724–8. <https://doi.org/10.1021/es101798r>.
- Berger S, El Chazli Y, Babu AF, Coste AT. Azole Resistance in *Aspergillus fumigatus*: A Consequence of Antifungal Use in Agriculture? *Front Microbiol* 2017;8:1024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01024>.
- Boots B, Russell CW, Green DS. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environ Sci Technol* 2019;53:11496–506. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>.
- Brandt KK, Amézquita A, Backhaus T, Boxall A, Coors A, Heberer T, et al. Ecotoxicological assessment of antibiotics: A call for improved consideration of microorganisms. *Environ Int* 2015;85:189–205. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.09.013>.
- Curtis TP, Sloan WT, Scannell JW. Estimating prokaryotic diversity and its limits. *Proc Natl Acad Sci* 2002;99:10494–9. <https://doi.org/10.1073/pnas.142680199>.
- Delmont TO, Robe P, Cecillon S, Clark IM, Constancias F, Simonet P, et al. Accessing the Soil Metagenome for Studies of Microbial Diversity. *Appl Environ Microbiol* 2011;77:1315–24. <https://doi.org/10.1128/AEM.01526-10>.
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their residues (PPR). Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology. *EFSA J* 2010;8:1821. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1821>.
- Erisman JW, Galloway JN, Seitzinger S, Bleeker A, Dise NB, Petrescu AMR, et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 2013;368:20130116. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0116>.
- Ettler V. Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review. *Appl Geochemistry* 2016;64:56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.09.020>.
- FAO. Status of the World's Soil Resources. 2015.
- Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Díaz-Raviña M, Bååth E.

- Bacterial pollution induced community tolerance (PICT) to Cu and interactions with pH in long-term polluted vineyard soils. *Soil Biol Biochem* 2011;43:2324–31. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.08.001>.
- Fierer N, Breitbart M, Nulton J, Salamon P, Lozupone C, Jones R, et al. Metagenomic and Small-Subunit rRNA Analyses Reveal the Genetic Diversity of Bacteria, Archaea, Fungi, and Viruses in Soil. *Appl Environ Microbiol* 2007;73:7059–66. <https://doi.org/10.1128/AEM.00358-07>.
 - Fisher MC, Hawkins NJ, Sanglard D, Gurr SJ. Worldwide emergence of resistance to antifungal drugs challenges human health and food security. *Science* (80-) 2018;360:739–42. <https://doi.org/10.1126/science.aap7999>.
 - Gleeson T, Wang-Erlandsson L, Zipper SC, Porkka M, Jaramillo F, Gerten D, et al. The Water Planetary Boundary: Interrogation and Revision. *One Earth* 2020;2:223–34. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.009>.
 - Graham DW, Knapp CW, Christensen BT, McCluskey S, Dolfing J. Appearance of β -lactam Resistance Genes in Agricultural Soils and Clinical Isolates over the 20th Century. *Sci Rep* 2016;6:21550. <https://doi.org/10.1038/srep21550>.
 - Hodson ME. Heavy metals—geochemical bogey men? *Environ Pollut* 2004;129:341–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.003>.
 - van den Hoogen J, Geisen S, Routh D, Ferris H, Traunspurger W, Wardle DA, et al. Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature* 2019;572:194–8. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1418-6>.
 - Jensen J, Larsen MM, Bak J. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. *Environ Pollut* 2016;214:334–40. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.034>.
 - Knapp CW, Dolfing J, Ehlert PAI, Graham DW. Evidence of Increasing Antibiotic Resistance Gene Abundances in Archived Soils since 1940. *Environ Sci Technol* 2010;44:580–7. <https://doi.org/10.1021/es901221x>.
 - Komárek M, Čadková E, Chrástný V, Bordas F, Bollinger J-C. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environ Int* 2010;36:138–51. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>.
 - Larsson DGJ, Andreumont A, Bengtsson-Palme J, Brandt KK, de Roda Husman AM, Fagerstedt P, et al. Critical knowledge gaps and research needs related to the environmental dimensions of antibiotic resistance. *Environ Int* 2018;117:132–8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.041>.
 - Laxminarayan R, Van Boeckel T, Frost I, Kariuki S, Khan EA,

- Limmathurotsakul D, et al. The Lancet Infectious Diseases Commission on antimicrobial resistance: 6 years later. *Lancet Infect Dis* 2020;20:e51–60. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(20\)30003-7](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(20)30003-7).
- Magid J, Pedersen KE, Hansen M, Cedergreen N, Brandt KK. Comparative assessment of the risks associated with use of manure and sewage sludge in Danish agriculture. *Adv. Agron.*, 2020, p. 289–334. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.06.006>.
 - McGrath SP, Chaudri AM, Giller KE. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J Ind Microbiol* 1995;14:94–104. <https://doi.org/10.1007/BF01569890>.
 - MEA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.; 2005.
 - Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ Sci Technol* 2016;50:10777–9. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.
 - Pedersen KE, Brandt KK, Hansen M, Cedergreen N, Magid J. Assessment of risks related to agricultural use of sewage sludge, pig and cattle slurry 2019. <https://doi.org/https://orgprints.org/37490/>.
 - Petersen S., Henriksen K, Mortensen G., Krogh P., Brandt K., Sørensen J, et al. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil Tillage Res* 2003;72:139–52. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00084-9).
 - Poulsen PHB, Magid J, Luxhøi J, de Neergaard A. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial – Waste imprint on soil microbial activity. *Soil Biol Biochem* 2013;57:794–802. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.031>.
 - Power AG. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 2010;365:2959–71. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>.
 - Puglisi E. Response of microbial organisms (aquatic and terrestrial) to pesticides. *EFSA Support Publ* 2012;9:175. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2012.EN-359>.
 - Rillig MC, Ryo M, Lehmann A, Aguilar-Trigueros CA, Buchert S, Wulf A, et al. The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science* (80-) 2019;366:886–90. <https://doi.org/10.1126/science.aay2832>.
 - Robertson GP. Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. *Science* (80-) 2000;289:1922–5. <https://doi.org/10.1126/>

- science.289.5486.1922.
- Rodríguez-Eugenio N, McLaughlin M, Pennock D. Soil pollution a hidden reality. 2018. [https://doi.org/10.1016/S0378-777X\(84\)80002-5](https://doi.org/10.1016/S0378-777X(84)80002-5).
 - Rutgersson C, Ebmeyer S, Lassen SB, Karkman A, Fick J, Kristiansson E, et al. Long-term application of Swedish sewage sludge on farmland does not cause clear changes in the soil bacterial resistome. *Environ Int* 2020;137:105339. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105339>.
 - Schwarzenbach RP. The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science* (80-) 2006;313:1072–7. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>.
 - Smith SR. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci* 2009;367:4005–41. <https://doi.org/10.1098/rsta.2009.0154>.
 - Song J, Rensing C, Holm PE, Virta M, Brandt KK. Comparison of Metals and Tetracycline as Selective Agents for Development of Tetracycline Resistant Bacterial Communities in Agricultural Soil. *Environ Sci Technol* 2017;51:3040–7. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05342>.
 - Thiour-Mauprivez C, Martin-Laurent F, Calvayrac C, Barthelmebs L. Effects of herbicide on non-target microorganisms: Towards a new class of biomarkers? *Sci Total Environ* 2019;684:314–25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.230>.
 - Thorsen MK, Brandt KK, Nybroe O. Abundance and diversity of culturable *Pseudomonas* constitute sensitive indicators for adverse long-term copper impacts in soil. *Soil Biol Biochem* 2013;57:933–5. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.021>.
 - Zang H, Zhou J, Marshall MR, Chadwick DR, Wen Y, Jones DL. Microplastics in the agroecosystem: Are they an emerging threat to the plant-soil system? *Soil Biol Biochem* 2020;148:107926. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926>.
 - Zhao Y, Cocerva T, Cox S, Tardif S, Su J-Q, Zhu Y-G, et al. Evidence for co-selection of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in metal polluted urban soils. *Sci Total Environ* 2019;656:512–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.372>.
 - Zhao Y, Yang QE, Zhou X, Wang F-H, Muurinen J, Virta MP, et al. Antibiotic resistome in the livestock and aquaculture industries: Status and solutions. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2020:1–38. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1777815>.



CAPÍTULO 8

EFFECTO DE LOS SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS UTILIZADOS EN LA AGRICULTURA SOBRE LA BIODIVERSIDAD

Lieven Waeyenberge¹ y Krista Peltoniemi²

¹ ILVO, Instituto de Investigación de Agricultura, Pesca y Alimentación de Flandes, Burg. Van Gansberghelaan 96, B-9820 Merelbeke, Bélgica.

² Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Latokartanonkaari 7, 00790 Helsinki, Finland

RESUMEN

La fertilidad del suelo es la principal preocupación de los agricultores. A medida que los cultivos crecen, los nutrientes disminuyen, y por eso el suelo necesita un aporte suplementario de forma regular. Actualmente, se está observando un uso de fertilizantes sintéticos cada vez mayor, en sustitución de fertilizantes orgánicos. Los fertilizantes orgánicos se pueden mejorar con co-sustratos como el biochar o el digestato. Además de los fertilizantes, se están utilizando cubiertas vegetales y residuos de cosechas en los campos agrícolas, para aumentar el contenido de materia orgánica. En general, el aumento de subproductos orgánicos en los campos de cultivo mejora la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados a ellos, tales como la fertilidad del suelo, la supresión de enfermedades, la estructura del suelo, la capacidad de almacenamiento de agua, la reducción de la erosión y la oxigenación. Los seres humanos pueden beneficiarse indirectamente de la reutilización de desechos orgánicos, así como del uso de subproductos industriales en los campos de cultivo, ya que pueden reducir los efectos sobre el clima actuando en la captura y almacenamiento de carbono. Sin embargo, aún hay varios factores que hay que tratar. Todavía se desconoce qué efectos causan algunos subproductos en los organismos del suelo, ya que pueden contener contaminantes tóxicos para los mismos o fitopatógenos que reducen el rendimiento de los cultivos. No se tienen en cuenta todos los aspectos económicos del uso de enmiendas orgánicas, algunas bastante caras, debido a que la disponibilidad es limitada o a que hay que tratarlas antes de ser utilizadas. No existen suficientes datos disponibles que permitan evaluar cómo influyen los distintos sistemas de gestión agrícola, tipos de suelo y climas cuando se utilizan subproductos orgánicos. Se necesita un enfoque holístico que considere los aspectos biológicos, económicos y sociales, para proponer acciones que se puedan llevar a la práctica teniendo en cuenta las directrices europeas, con el fin de conseguir una agricultura europea más sostenible.

Palabras clave: mitigación climática, supresión de las enfermedades; biodiversidad del suelo, fertilidad del suelo; materia orgánica, agricultura sostenible.

1. INTRODUCCIÓN

La producción agrícola alimentaria lleva, directa o indirectamente (mediante su consumo o procesamiento), a la utilización de una cantidad elevada de subproductos. Algunos de estos subproductos, la mayor parte de los cuales son residuos orgánicos, aún se comercializan como insumos para algún otro proceso industrial. Los investigadores se están dedicando a estudiar, cada vez con más ahínco, la manera de utilizar los residuos orgánicos como alternativa a los abonos sintéticos, o como fuente de material para producir nuevos productos respetuosos con el medioambiente como pueden ser los bioplásticos, nutracéuticos, biocombustibles o el compost. Este último es otro producto que se está investigando como enmienda del suelo para sustituir a los fertilizantes sintéticos.

Este capítulo trata de los efectos que causa a la biodiversidad el uso que los agricultores hacen de estos subproductos, como sustitutivo de los fertilizantes sintéticos, para matener la salud del suelo. La pregunta que se plantea es si la producción alimentaria sostenible es compatible con la conservación o restauración de la biodiversidad

2. SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS UTILIZADOS EN LA AGRICULTURA

2.1. FERTILIZANTES SINTÉTICOS FRENTE A FERTILIZANTES ORGÁNICOS

Los fertilizantes pueden ser de origen natural o sintético. Los abonos sintéticos tales como el nitrato de amonio, el fosfato de amonio y el sulfato de potasio son sales inorgánicas, generalmente derivadas de subproductos de la industria del petróleo. Los abonos orgánicos son subproductos que proceden de partes o residuos de plantas y animales, generalmente originados por las actividades agrícolas, la industria alimentaria y las plantas de producción de bioenergía.

Contrariamente a lo que ocurre con el material orgánico, los fertilizantes sintéticos sólo añaden ciertos nutrientes (especialmente nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K)) al suelo para estimular el crecimiento de los cultivos, sin embargo, no suelen contener micronutrientes. Además, los fertilizantes sintéticos liberan nutrientes tan rápidamente que alguno es lixiviado a las aguas superficiales o subterráneas. Al contrario que los fertilizantes orgánicos, los abonos sintéticos no añaden materia orgánica, que mejora la estructura del suelo, la retención del agua y la resistencia a la erosión del suelo. En cuanto a la biodiversidad, los fertilizantes sintéticos no ayudan a la biodiversidad microbiana del suelo, por lo tanto, no aumenta, pero los microorganismos pueden inmovilizar grandes cantidades de los nutrientes añadidos, aumentando así su actividad (Jonasson et al., 1996). Además, los fertilizantes sintéticos seleccionan matando un porcentaje significativo

de organismos del suelo, mientras que los fertilizantes orgánicos introducen una amplia gama de organismos, entre los que se incluyen algunos que controlan los patógenos de las plantas o descomponen los contaminantes ambientales (Timilsena et al., 2015).

2.2. FUENTES DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS UTILIZADOS EN LA AGRICULTURA EUROPEA

El uso de fertilizantes orgánicos, residuos de cosechas o cubiertas vegetales enriquece el contenido de materia orgánica del suelo, lo cual mejora su estructura y aumenta la fertilidad mediante la provisión de nutrientes muy valiosos como N, P, K, azufre (S) y micronutrientes (Diacono y Montemurro, 2010). Las fuentes de fertilizantes orgánicos son, principalmente, diferentes tipos de residuos animales o compost. Los residuos del ganado, cerdos y aves por ejemplo, son recogidos en granjas de animales y utilizadas en el campo, generalmente sin haber sufrido proceso alguno. Los residuos orgánicos procedentes de la industria alimentaria, la agricultura, silvicultura y la mayoría de residuos orgánicos recogidos en los municipios, son la principal fuente de producción de compost (Meyer-Kohlostock et al., 2015). Las cubiertas vegetales (Figura 8.1) diversifican la rotación de cultivos y ayudan a reducir la erosión del suelo (Penagos et al., 2015). También pueden añadir nitrógeno a los suelos adyacentes mediante la fijación biológica de nitrógeno, o funcionar como cultivo intermedio que almacena el nitrógeno restante, después de que el cultivo principal haya sido recolectado, evitando, de ese modo, la lixiviación (Abdalla et al., 2019).



Figura 8.1. Campo de trigo en Bélgica unas cuantas semanas después de ser recolectado y sembrado con una cubierta vegetal. El uso de restos de la cosecha y de las cubiertas vegetales se planifica para después del invierno (Fuente: ILVO).

Recientemente se han introducido otras fuentes orgánicas de fertilizantes. El biochar es el material carbonizado que queda después de la pirólisis de la biomasa en la producción de bioenergía. El biochar se utiliza mayormente como co-sustrato durante el compostaje, ya que contiene pequeñas cantidades de nutrientes e incluso se pueden inmovilizar cuando se añaden al suelo, dando como resultado pérdidas de cultivos y una disminución de la diversidad microbiana. El compost de biochar (Figura 8.2), sin embargo, reduce las pérdidas de N y carbono (C) y acelera el

proceso de compostaje (Meyer-Kohlstock et al., 2015). El digestato es el material que queda después de la digestión anaeróbica de la biomasa y está compuesto básicamente de residuos orgánicos. Así, el digestato no es lo mismo que el compost, que es producto del proceso aeróbico, proceso dependiente del oxígeno. Al igual que lo que ocurre con el biochar, no siempre es apropiado utilizar el digestato directamente en el suelo como fertilizante; se recomienda convertirlo en abono antes de aplicarlo (Teglia et al., 2011).



Figura 8.2. Experimento de campo en Bélgica con aplicación de biocarbón-compost (Fuente: ILVO).

El uso de subproductos industriales procedentes de las industrias forestal y papelera, como por ejemplo la pulpa y los lodos procedentes de la industria papelera así como el compostaje de lodos, como enmiendas del suelo y como fuentes de nutriente para las plantas, es recomendable para mejorar la salud de los suelos cultivables (Camberato et al., 2006). Los buenos resultados obtenidos con el uso de la pulpa y los biosólidos procedentes de la industria del papel como enmiendas del suelo, aumentó su popularidad, ya que mejoran el contenido de materia orgánica, la capacidad de retención de agua, la estructura y la densidad aparente de los suelos (Rashid et al., 2006). Los biosólidos procedentes de la industria papelera, sin embargo, pueden contaminar el suelo con metales pesados, así como con compuestos orgánicos y, por lo tanto, debe realizarse un seguimiento pormenorizado.

3. 3. EFECTOS DE LOS SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS AGRÍCOLAS EN LOS ORGANISMOS EDÁFICOS Y PROVISIÓN ASOCIADA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

3. 1. ORGANISMOS DEL SUELO

Se calcula que los suelos contienen entre un cuarto y un tercio de todos los organismos vivos del mundo (Jeffery et al., 2010), y aún estamos comenzando a comprender la complejidad de las interacciones que se producen en el suelo. Turbé et al. (2010) distinguen tres “funciones universales de los ecosistemas” cada una de ellas realizadas por un grupo funcional de organismos: (i) La transformación y descomposición del material orgánico lo realizan los “ingenieros químicos” (especialmente bacterias y hongos, pero también colémbolos, ácaros, algunos nematodos, hormigas, enquitreidos y lombrices de tierra); (ii) la gestión de la estructura de la red trófica la realizan los “reguladores biológicos” tales como protistas, colémbolos, ácaros, muchos nematodos, hormigas y microartrópodos; (iii) los servicios del suelo como la retención del agua, la construcción de hábitats, la oxigenación, etc. la realizan los “ingenieros de ecosistemas del suelo” como las lombrices de tierra, enquitreidos, hormigas, isópodos y topos. Hay que resaltar la importancia del efecto de los subproductos orgánicos en los tres grupos de organismos importantes, es decir, microorganismos, nematodos y lombrices.

Los agricultores y la población en general, conocen los microorganismos y las lombrices. Pero no ocurre lo mismo con los nematodos, a excepción, quizá, de las especies que parasitan las plantas debido a sus efectos negativos en el rendimiento de los cultivos. Los nematodos son un grupo de organismos diversos y altamente especializado, habitan prácticamente en todos los ecosistemas, y, en el suelo, están presentes en múltiples niveles tróficos y con frecuencia son los invertebrados más abundantes y diversos. Por lo tanto, la composición de los nematodos en cada muestra de suelo, contiene alta información intrínseca de gran valor (Yeates et al., 1993).

3.2. IMPACTO DE LOS SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS MEDIADOS BIOLÓGICAMENTE

3.2.1. INGENIEROS QUÍMICOS Y FERTILIDAD DEL SUELO

Estudios de campo a largo plazo han demostrado que la biomasa microbiana aumenta significativamente después de la aplicación de residuos animales procedentes de granjas, así como de todo tipo de composts (Diacono y Montemurro, 2010). Cuando las enmiendas orgánicas contienen nutrientes a los que se puede acceder fácilmente, las bacterias se desarrollan frenéticamente. Esto es lo que ocurre cuando se utilizan residuos animales (líquidos) ricos en N o digestato. Como consecuencia, los nematodos que se alimentan de bacterias también se desarrollan. Cuando se utilizan enmiendas orgánicas que no se descomponen tan fácilmente, tales como distintos tipos de compostaje que contenga componentes leñosos, las poblaciones de hongos también aumentan significativamente (Güsewell y Gessner, 2009), con el consiguiente aumento de nematodos fungívoros. Los nematodos bacterívoros y fungívoros se benefician del incremento de microorganismos descomponedores, ya que estos microorganismos representan una fuente primaria de alimento. Al mordisquearlos, los nematodos bacterívoros y fungívoros contribuyen en gran medida a la mineralización de nutrientes, no sólo por liberar amonio a través de sus heces, sino también por revitalizar las viejas (inactivas) colonias de bacterias y hongos, expandiendo las bacterias y los hongos hacia los nuevos residuos orgánicos disponibles y fomentando que las bacterias beneficiosas colonicen la rizosfera (Ferris et al., 1998; Gebremikael et al., 2016; Knox et al., 2004). La abundancia y actividad de estos nematodos microbívoros puede, a su vez, estar regulada por los nematodos depredadores y otra fauna, facilitando aún más la disponibilidad de nutrientes (Wardle et al., 1993).

Por el contrario, la retirada de subproductos orgánicos, como los residuos de las cosechas, puede dar como resultado un ecosistema edáfico degradado. Karlen et al. (1994) descubrieron que después de haber retirado los residuos de la cosecha de maíz, y de aplicar el sistema de laboreo cero durante diez años, la calidad del suelo se había reducido, ya que, el carbono del suelo, la actividad microbiana, la biomasa de los hongos y las poblaciones de lombrices habían mermado comparado con terrenos agrícolas en donde los residuos no se habían retirado. El impacto de la disminución de lombrices puede ser sustancial, ya que las lombrices contribuyen de forma

significativa a la descomposición y distribución de material orgánico (2-20 toneladas por hectárea y año), así como al incremento (hasta cinco veces más) de nutrientes (<https://orprints.org/30567/1/1629-earthworms.pdf>).

Desde la perspectiva de la microbiología del suelo, los campos son sistemas simplificados de la amplia “wood-wide-web” (Helgason et al., 1998), que carecen de compuestos complejos derivados del carbono forestal. La materia orgánica del suelo forestal está compuesta, en su mayoría, por trozos de madera descomponiéndose lentamente y residuos microbianos (Clemmensen et al., 2013). Por lo tanto, se cree que el origen de los subproductos industriales forestales estimulan la salud del suelo cultivable, manteniendo el equilibrio de nutrientes y la estructura del suelo (Camberato et al., 2006), y diversificando el sustrato, dando lugar a un microbioma más diverso. Una selección de sustato más diversa podría suponer un beneficio al aportar unas condiciones de crecimiento menos óptimas para los microorganismos dañinos, debido al aumento de la competencia entre microorganismos. De hecho, se demostró recientemente que añadir residuos forestales reducía la susceptibilidad del trigo a padecer infecciones patógenas de *Fusarium* (Ridout y Newcombe, 2016). Se ha propuesto la utilización de ácidos húmicos orgánicos en la agricultura sostenible para que actúen como biofertilizante de dos vías; las plantas tratadas con compuestos húmicos interactúan con los microorganismos a su alrededor; y los compuestos húmicos también pueden modificar la estructura y activar el microbioma de la rizosfera (revisado por Canellas y Olivares, 2014).

3.2.2. SUPRESIÓN DE ENFERMEDADES

Las enmiendas orgánicas pueden tener también un efecto de supresión de enfermedades. La gestión de la fertilidad del suelo incorporando subproductos, como residuos animales y compost, mejora la actividad microbiana del suelo y, por lo tanto, mejora también la supresión de plagas y enfermedades de las plantas que se transmiten por el suelo favoreciendo a sus antagonistas (Mehta et al., 2014). Sin embargo, no está claro qué tipo de enmienda orgánica es más efectiva contra plagas o enfermedades concretas, y si las condiciones climáticas o las características del suelo pueden alterar este efecto.

El uso de cubiertas vegetales para controlar los nematodos que parasitan a las plantas está cada vez más extendido. No hay todavía recomendaciones muy claras, ya que los efectos dependen de si la cubierta vegetal es una planta huésped para una o más especies de nematodos (Thoden et al., 2011). Esto mismo es aplicable a las enfermedades que se transmiten por el suelo; sin embargo, Hajjar et al., (2008) han sugerido que una mezcla de cubiertas vegetales puede contribuir a controlar, tanto las enfermedades que se transmiten por el suelo como las plagas debido a la diversidad genética de los cultivos (incluyendo los genes resistentes a las enfermedades o las plagas).

El biochar o el compost de biochar (Figura 8.2) pueden ayudar a controlar plagas y enfermedades. Las posibles explicaciones a esta afirmación son que el biochar (i) mejora la colonización de hongos micorrícicos que protegen a las plantas contra los patógenos; (ii) enriquece la diversidad de la comunidad del suelo que puede aumentar la presencia de agentes biocontroladores (ej. los géneros de hongos *Trichoderma*); o (iii) induce un modo de defensa de bajo nivel en las plantas, debido a la presencia de bajas concentraciones de fitotoxinas (Huang et al., 2015).

3.2.3. INGENIERÍA DEL SUELO

La incorporación de subproductos orgánicos tales como el compost, cubiertas vegetales y residuos de cosechas, o los cultivos que dejan cantidades sustanciales de residuos ricos en C en los campos, facilitan el desarrollo de poblaciones de lombrices. Sin embargo, el desarrollo de las lombrices es mayor con los residuos procedentes de animales de las granjas o con el material orgánico parcialmente compostado, ya que contiene más alimento para ellas (Leroy et al., 2008). Por el contrario, las raíces de los cultivos, a los que pertenece la mayor parte de los residuos de la cosecha, no fomentan el desarrollo de poblaciones de lombrices (Edwards y Bohlen, 1996).

Se sabe que las lombrices mejoran la estructura y la estabilidad del suelo. Su actividad crea poros, mejorando la oxigenación y la distribución del agua. Las lombrices también crean micro hábitats para que se desarrollen otros organismos (Edwards y Bohlen, 1996) que, a su vez, fomentan otros servicios ecosistémicos.

3.2.4. MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Ya se ha mencionado que el biochar ayuda a la supresión de enfermedades del suelo. Sin embargo, el uso de biochar también ha atraído la atención debido a que es más resistente a la degradación microbiana y a las transformaciones químicas, comparado con otros subproductos orgánicos. Estas características convierten al biochar en una potencial fuente de enmiendas del suelo, de gran utilidad para mejorar la productividad agrícola, ya que mejora la calidad del suelo, al tiempo que almacena dióxido de carbono de la atmósfera, mitigando así el cambio climático (Mulabagal et al., 2017).

El material orgánico almacenado o aplicado en el campo está en contacto con la atmósfera y libera potentes gases de efecto invernadero tales como metano (CH_4) y óxido nitroso. La digestión del material orgánico reduce estas emisiones de gases (Estadísticas de emisión de gases de efecto invernadero, Eurostat, 2014). Además, un reciente estudio demostró que añadir residuos orgánicos al suelo agrícola podría mejorar la absorción de CH_4 en el mismo (Ho et al., 2015).

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Los sistemas modernos de gestión agrícola son particularmente perjudiciales para la biodiversidad y pueden llevar a una reducción de servicios ecosistémicos. Por tanto, es necesario llevar a cabo una serie de acciones drásticas y sinérgicas para que la producción de alimentos agrícolas sea más sostenible.

En la agricultura, el uso de enmiendas orgánicas, tales como el compost y los residuos animales, puede remontarse al tercer milenio AC (Wilkinson, 1982). Antiguos pergaminos describen el uso de productos derivados de los cereales, como la paja y la cascarilla, en compost y enmiendas del suelo para la producción de cultivos en las antiguas Grecia y Roma (Foxhall, 1998). En la agricultura moderna, el uso de enmiendas orgánicas fue sustituido de manera significativa por abonos sintéticos. Sin embargo, numerosos informes describen, como consecuencia de ello, una disminución de la calidad del suelo, incluyendo: su acidificación, una menor cantidad de carbono orgánico, el deterioro de su estructura, la contaminación por metales pesados, la pérdida de biodiversidad y un incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, se está llevando a cabo la reintroducción de las enmiendas orgánicas en la agricultura, aunque es un proceso lento. Esto podría deberse a una serie de factores, tales como (i) la incertidumbre sobre los beneficios ecológicos y económicos; (ii) la influencia de los tipos de suelo, de las condiciones ambientales y de las prácticas de gestión; y (iii) la importancia de estudios de largo alcance que esclarezcan los mecanismos de los ecosistemas y las interacciones biológicas que producen. Además, varios estudios tratan el impacto de los subproductos orgánicos en la biodiversidad de todo el ecosistema. Sin embargo, algunos de estos estudios sólo se refieren a las plantas y a los organismos de la superficie. Se sabe mucho menos del impacto que produce en los organismos que viven bajo tierra. Probablemente esto es debido a que la mayoría de los organismos del suelo son microscópicos y muy difíciles de recolectar, con lo que su estudio es más difícil. Sin embargo, las técnicas modernas para la realización de diagnósticos, como la nueva generación de técnicas de secuenciación (Next-sequence generation), sensores remotos o la espectroscopía de infrarrojo transformada de Fourier, podrían resolver este problema.

La investigación científica debería proporcionar datos que marquen unas claras directrices de ámbito europeo. Estas directrices puede que no sean fáciles, como ya se demostró cuando varios estudios afirmaron que las enmiendas del suelo contribuyen a una mayor biodiversidad en la agricultura orgánica (Mäder et al., 2002), mientras que para el agricultor hay otros factores más importantes como bajos rendimientos de cosechas y precios de consumo más elevados, que también se deberían de tener en cuenta (Seufert y Ramankutty, 2017). Otro ejemplo se refiere al uso de las cubiertas vegetales, que están muy limitados por el clima; en las regiones del norte, donde las bajas temperaturas después de la recogida de la cosecha principal dan a esos cultivos poco tiempo para crecer, mientras que, en las regiones del sur, esos cultivos compiten con el cultivo principal por el agua. La solución podría estar en utilizar la selección genética de cultivos que tenga en cuenta variedades más tolerantes al frío, o variedades que


desarrollen rápidamente una cobertura en la superficie, pero que después detenga su crecimiento, preservando así el agua del suelo. Además, en lo relativo a los patógenos de las plantas, la selección genética de cultivos debería perseguir cultivos de cobertura con baja capacidad de acogida de organismos huésped. Sin embargo, la presencia de distintas especies de patógenos de las plantas en las diferentes regiones de Europa hace que la utilización de cultivos selectivos sea un reto. Un tercer ejemplo se refiere a la accesibilidad de los residuos de origen animal o compost. Los residuos de origen animal abundan en ciertas regiones, pero son limitados en otras debido a la legislación local o a otros sistemas de gestión del ganado. Por otra parte, hoy en día, el uso de compost está limitado en Europa y, por lo tanto, es costoso. Finalmente, hay que tener mucho cuidado con la aplicación de nuevas enmiendas orgánicas, ya que la composición del biochar o el digestato pueden alterar las comunidades del suelo, e incluso pueden contener contaminantes perjudiciales para los organismos del suelo, dependiendo de la fuente de biomasa utilizada en su producción.

REFERENCIAS

- Abdalla M, Hastings A, Cheng K, Yue Q, Chadwick D, Espenberg M, et al. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob Chang Biol* 2019;25:2530–43. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>.
- Camberato JJ, Gagnon B, Angers DA, Chantigny MH, Pan WL. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Can J Soil Sci* 2006;86:641–53. <https://doi.org/10.4141/S05-120>.
- Canellas LP, Olivares FL. Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chem Biol Technol Agric* 2014;1:3. <https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3>.
- Clemmensen KE, Bahr A, Ovaskainen O, Dahlberg A, Ekblad A, Wallander H, et al. Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science* (80-) 2013;339:1615–8. <https://doi.org/10.1126/science.1231923>.
- Diacono M, Montemurro F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron Sustain Dev* 2010;30:401–22. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>.
- Edwards CA, Bohlen PJ. Biology and ecology of earthworms. Third edition. *Biol Ecol Earthworms Third Ed* 1996.
- Ferris H, Venette R, van der Meulen H, Lau S. Nitrogen mineralization by bacterialfeeding nematodes: verification and measurement. *Plant Soil* 1998;203:159–171.
- Foxhall L. Snapping up the Unconsidered Trifles: the Use of Agricultural Residues in Ancient Greek and Roman Farming. *Environ Archaeol* 1998;1:35–40. <https://doi.org/10.1179/env.1996.1.1.35>.
- Gebremikael MT, Steel H, Buchan D, Bert W, De Neve S. Nematodes enhance plant growth and nutrient uptake under C and N-rich conditions. *Sci Rep* 2016;6:32862. <https://doi.org/10.1038/srep32862>.
- Gusewell S, Gessner MO. N : P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Funct Ecol* 2009;23:211–9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01478.x>.
- Hajjar R, Jarvis DI, Gemmill-Herren B. The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agric Ecosyst Environ* 2008;123:261–70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.08.003>.
- Helgason T, Daniell TJ, Husband R, Fitter AH, Young JPW. Ploughing up the wood-wide web? *Nature* 1998;394:431–431. <https://doi.org/10.1038/394431a>.

- org/10.1038/28764.
- Ho A, Reim A, Kim SY, Meima-Franke M, Termorshuizen A, de Boer W, et al. Unexpected stimulation of soil methane uptake as emergent property of agricultural soils following bio-based residue application. *Glob Chang Biol* 2015;21:3864–79. <https://doi.org/10.1111/gcb.12974>.
 - Huang W, Ji H, Gheysen G, Debode J, Kyndt T. Biochar-amended potting medium reduces the susceptibility of rice to root-knot nematode infections. *BMC Plant Biol* 2015;15:267. <https://doi.org/10.1186/s12870-015-0654-7>.
 - Jeffery S, Gardi C, Jones A, Montanarella L, Marmo L, Miko L, et al. *European Atlas of Soil Biodiversity*. 2010. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00028-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00028-2).
 - Jonasson S, Michelsen A, Schmidt IK, Nielsen E V., Callaghan T V. Microbial biomass C, N and P in two arctic soils and responses to addition of NPK fertilizer and sugar: implications for plant nutrient uptake. *Oecologia* 1996;106:507–15. <https://doi.org/10.1007/BF00329709>.
 - Karlen DL, Wollenhaupt NC, Erbach DC, Berry EC, Swan JB, Eash NS, et al. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Tillage Res* 1994;31:149–67. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)90077-9).
 - Knox O, Killham K, Artz R, Mullins C, Wilson M. Effect of nematodes on rhizosphere colonization by seed-applied bacteria. *Appl Environ Microbiol* 2004;70:4666–4671. <https://doi.org/https://doi.org/10.1128/AEM.70.8.4666-4671.2004>.
 - Leroy BLM, Schmidt O, Van den Bossche A, Reheul D, Moens M. Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Pedobiologia (Jena)* 2008;52:139–50. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2008.07.001>.
 - Mäder P, Fließbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U, et al. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* (80-) 2002;296:1694–7. <https://doi.org/10.1126/science.1071148>.
 - Mehta CM, Palni U, Franke-Whittle IH, Sharma AK. Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Manag* 2014;34:607–22. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.012>.
 - Meyer-Kohlstock D, Schmitz T, Kraft E. OrganicWaste for Compost and Biochar in the EU: Mobilizing the Potential. *Resources* 2015;4:457–75. <https://doi.org/10.3390/resources4030457>.
 - Mulabagal V, Baah DA, Egiebor NO, Chen W-Y. Biochar from Biomass: A Strategy for Carbon Dioxide Sequestration, Soil Amendment, Power Generation, and CO2 Utilization. *Handb. Clim. Chang. Mitig. Adapt.*, Cham: Springer International Publishing; 2017, p. 1937–74. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14409-2_80.
 - Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Alewell C, Lugato E, Montanarella L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 2015;48:38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>.
 - Rashid MT, Barry D, Goss M. Paper mill biosolids application to agricultural lands : benefits and environmental concerns with special reference to situation in Canada. *Soil Environment* 2006;25:85–98.
 - Ridout M, Newcombe G. Disease suppression in winter wheat from novel symbiosis with forest fungi. *Fungal Ecol* 2016;20:40–8. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.10.005>.

- Seufert V, Ramankutty N. Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Sci Adv* 2017;3:e1602638. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602638>.
- Teglia C, Tremier A, Martel J-L. Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Six Digested Products. *Waste and Biomass Valorization* 2011;2:113–26. <https://doi.org/10.1007/s12649-010-9059-x>.
- Thoden TC, Korthals GW, Termorshuizen AJ. Organic amendments and their influences on plant-parasitic and free-living nematodes: a promising method for nematode management? *Nematology* 2011;13:133–53. <https://doi.org/10.1163/138855410X541834>.
- Timilsena YP, Adhikari R, Casey P, Muster T, Gill H, Adhikari B. Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. *J Sci Food Agric* 2015;95:1131–42. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6812>.
- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle Patrick, Lavelle Perrine, Ruiz N, et al. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).; 2010. https://doi.org/http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/biodiversity_report.pdf.
- Wardle DA, Yeates GW. The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs. *Oecologia* 1993;93:303–6. <https://doi.org/10.1007/BF00317685>.
- Wilkinson TJ. The Definition of Ancient Manured Zones by Means of Extensive Sherd-Sampling Techniques. *J F Archaeol* 1982;9:323–33. <https://doi.org/10.1179/009346982791504616>.
- Yeates GW, Bongers T, De Goede RGM, Freckman DW, Georgieva SS. Feeding Habits in Soil Nematode Families and Genera—An Outline for Soil Ecologists. *J Nematol* 1993;3:315–31.



CAPÍTULO 9

SISTEMA DE ALERTA DE PLAGAS PARA LA DETECCIÓN TEMPRANA DE PATÓGENOS

Kaire Loit¹ y F. Javier Rodríguez-Rajo²

¹ Cátedra de Sanidad Vegetal, Instituto de Ciencias Agrícolas y Medioambientales, Universidad de Ciencias de la Vida de Estonia, Fr.R.Kreutzwaldi 1, 51006 Tartu, Estonia

² Cátedra de Botánica, CITACA-Cluster de Investigación y Transferencia Agroalimentaria, Campus Auga, Universidad de Vigo, 32004-Ourense, España..

RESUMEN

El uso de fungicidas desempeña un papel esencial en la agricultura ya que supone un beneficio para la salud, productividad y calidad de los cultivos. Desgraciadamente, la tendencia actual es la aplicación de fungicidas de forma rutinaria y no según las necesidades reales. Cada año, se realizan grandes cantidades de tratamientos fungicidas en las plantas, que en muchos casos se podrían evitar ya que las aplicaciones innecesarias son perjudiciales tanto económica como medioambientalmente. Muchas enfermedades de los cultivos se propagan a través del aire mediante esporas de hongos (Almquist e Wallenhammar, 2015), cuyas concentraciones pueden variar en el espacio y en el tiempo. El tratamiento para controlar dichos patógenos se debería basar en una planificación adecuada según las necesidades del cultivo, utilizando para ello técnicas de diagnóstico apropiadas. Para los patógenos que se propagan a través del aire se pueden llevar a cabo muestreos de la atmósfera del cultivo con el objeto de una detección inmediata de la presencia de inóculos (West et al., 2017). Actualmente se están utilizando en todo el mundo los métodos de muestreo del aire como sistemas de alerta para la detección temprana de enfermedades de transmisión aérea causadas por diferentes patógenos.

Palabras clave: Inóculo transmitido por el aire, impacto ambiental, trampas de esporas

1. INTRODUCCIÓN

El uso de fungicidas es esencial para la producción agrícola, ya que proporciona beneficios primarios como la preservación de la salud de los cultivos o un mayor rendimiento de los mismos. La gestión de enfermedades policíclicas, que desarrollan varios ciclos de infección en cada estación, suelen depender de programas rutinarios de aplicación de pesticidas, que en ocasiones son innecesarios. Las técnicas de muestreo aerobiológico para la recogida de esporas de patógenos fúngicos que se transportan por el aire se han utilizado con frecuencia en los estudios de las enfermedades de los cultivos. En este capítulo, identificamos las dificultades y las oportunidades del muestreo aerobiológico como sistema para la detección de la carga de patógenos que se transmiten por el aire. Además, intentaremos demostrar que este sistema de toma de decisiones ante enfermedades podría ayudar a reducir las aplicaciones de fungicidas innecesarias, con el fin de obtener beneficios económicos y ambientales. El estudio de los diferentes daños y sintomatología causados en los cultivos – desde cambios en el color, forma o tamaño de las hojas hasta daños en la planta – mediante el uso de espectroscopía y métodos de creación de imágenes, se ha utilizado tradicionalmente para crear un mapa de enfermedades de los cultivos (West et al., 2017). Sin embargo, estos métodos no son útiles para realizar una detección temprana ya que, por ejemplo, en el caso del *Fusarium* del trigo, cuando la enfermedad ha brotado y se detecta su sintomatología, ya es demasiado tarde para poder controlarla. Diversos estudios han demostrado que los modelos de control de la enfermedad, que proporcionan recomendaciones para el tratamiento de fungicidas basados en la meteorología, la rotación de cultivos, la información de campo y la economía, no son muy válidos como herramientas de previsión.

2. GESTIÓN DE ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AIRE

En general, es de sobra conocido que el control de las enfermedades depende en gran medida de prácticas agronómicas, tales como el ajuste de las fechas de siembra o plantación, así como de una aplicación estratégica de fungicidas con el objeto de minimizar la infección. Aún así, la gestión de los patógenos que producen más de un ciclo de infecciones por cada período de crecimiento de la planta, a menudo depende de programas de aplicación de fungicidas basados en un calendario preestablecido. Generalmente los diferentes patógenos presentes en una región, y la disponibilidad de sus inóculos durante los diferentes estados de crecimiento de la planta, se ven afectados por las condiciones ambientales (Hardwick, 2002; Del Ponte et al., 2009; Almquist y Wallenhammar, 2015), por el tipo cultivo en la secuencia de rotación, así como por otros factores secundarios que afectan a la producción de inóculos y a que la infección avance (Blandino et al., 2010; Davidson et al., 2013; Qiu y Shi, 2014; Thiessen et al., 2016).

Muchos estudios (Blandino et al., 2010; Qiu et al., 2016; Edwards y Jennings, 2018) han demostrado que la tendencia agronómica creciente en los últimos años hacia un mínimo laboreo, así como a rotaciones breves, han llevado a una mayor presencia de inóculos de patógenos, ya que los residuos de las cosechas persisten durante mucho tiempo y producen grandes cantidades de inóculos. Diferentes trabajos también demostraron que los niveles de inóculos a nivel regional son importantes para la incidencia de las epidemias de enfermedades locales. Por ejemplo, el estudio realizado por Blandino et al. (2019), sobre la densidad de residuos del maíz, demostró que el arado a una profundidad de 30cm reducía significativamente la gravedad del *Fusarium* del trigo (FHB por sus siglas en inglés) y la incidencia de la micotoxina deoxinivalenol (DON), cada año y en cada parcela de estudio. La gravedad del *Fusarium* y la contaminación por la micotoxina aumentan significativamente ante una mayor concentración de residuos de las cosechas anteriores. La importancia de los rastrojos infectados de los cultivos de temporadas anteriores en las epidemias de enfermedades locales también ha sido demostrada por Fitt et al. (2006), quienes explicaron que en la mayoría de los casos muchas infecciones de brasicáceas se iniciaban ya en otoño debido a las ascoporas, que se originan en los cuerpos fructíferos de la fase sexual de los rastrojos de colza de cosechas anteriores. Además, Davidson et al. (2013) demostraron cómo la lluvia y las temperaturas diarias influyen en el momento en que las ascoporas se liberan desde los rastrojos de los guisantes de los campos infestados.

La predicción obtenida a través de los modelos de infección, basados en los principales factores de riesgo de los cultivos vulnerables ante enfermedades epidémicas, es muy importante dentro de las estrategias integradas de gestión de cultivos. Tradicionalmente, los principales factores de riesgo de infección se han asociado a las prácticas agrícolas (ej. la rotación de cultivos, las fechas de plantación, laboreos), a las condiciones ambientales (ej. el clima, meteorología) y a las diferentes susceptibilidades del huésped según fuera la fase fenológica de la planta (De Wolf e Isard, 2007). El triángulo de las enfermedades es uno de los paradigmas de la fitopatología (Stevenson, 1960), que asegura que para que exista una enfermedad vegetal se necesita indiscutiblemente la interacción de un huésped susceptible, un patógeno virulento y unas condiciones ambientales favorables para el desarrollo de la enfermedad (Stevenson, 1960; Agrios, 2005). Conocer la biología del patógeno y sus ciclos de enfermedad, incluyendo las interacciones entre los patógenos, el ambiente y el huésped, resulta esencial para evitar o reducir las consecuencias de una determinada enfermedad vegetal (De Wolf y Isard, 2007). Por lo tanto, una enfermedad vegetal se previene con la ausencia de cualquiera de estos tres componentes del triángulo de la enfermedad que la causan. La combinación de: i) la identificación de un determinado estado fenológico de la planta propicio para la infección, ii) la observación de la presencia de patógenos en el campo; y iii) la identificación de condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de los patógenos mediante modelos agrometeorológicos, son los componentes más importantes para predecir posibles infecciones de forma sostenible. A pesar de que no se pueden controlar las variables meteorológicas, tenemos herramientas que podemos utilizar de forma eficaz para medir rápidamente la presencia del patógeno a través de biosensores, como la carga de esporas en el aire. Con el objetivo de evitar aplicaciones de fungicidas innecesarias, así como para prevenir o reducir la aparición de lesiones, los aerosoles fungicidas deberían aplicarse antes de que se detecte la sintomatología en las plantas. Algunos estudios observaron una reducción de entre un 25 y un 35% en los tratamientos fungicidas en las viñas mediante el control de carga de esporas en el aire (González-Fernández et al., 2019).

3. TÉCNICA DE MUESTREO DEL AIRE UTILIZADA EN ESTUDIOS DE ENFERMEDADES DE LOS CULTIVOS

Desde que muchos autores relacionaron los niveles de enfermedades en las plantas producidas por los hongos con las concentraciones de esporas en la atmósfera del cultivo durante períodos previos, las concentraciones de esporas fúngicas en la atmósfera pueden ser utilizadas como biosensores de la evolución de patógenos fúngicos (Carisse et al., 2008). La identificación de los principales períodos de riesgo de la infección, basada en la determinación de los umbrales de concentración de esporas del hongo en el aire, permite detectar la enfermedad antes de la aparición de la sintomatología de la misma en la planta (González-Fernández et al., 2019). Los métodos de muestreo aerobiológicos, para hacer un seguimiento de la presencia de esporas de hongos en el aire, pueden suponer enormes beneficios para la agricultura. Algunos estudios han llegado a la conclusión de que, utilizar el muestreo del aire para la detección precoz de patógenos durante el ciclo de crecimiento del cultivo, facilita conclusiones más precisas en relación a la necesidad de aplicaciones fungicidas localizadas. West et al. (2008) demostraron que el momento de la liberación de esporas en algunas especies coincide con la fase de crecimiento del cultivo susceptible de padecer la enfermedad. Brachaczek et al. (2016) probaron que, en caso de altos niveles de enfermedad, el tratamiento fungicida contra el cancro del tallo fue más efectivo cuando este se aplicó entre 4 a 11 días después de la detección de la mayor concentración de ascoesporas patogénicas en la atmósfera del cultivo, y con un sistema sin laboreo. Una vez que las esporas están presentes en la atmósfera del cultivo con concentraciones más altas de un determinado umbral, aún son necesarios de 4 a 6 días más (dependiendo de la fase de crecimiento fenológica en la que se halle la planta, y siempre bajo unas condiciones meteorológicas propicias para el desarrollo del hongo), para se produzca la infección y las lesiones se visualicen en la planta. Carisse et al. (2008) también encontraron una correlación significativa entre la concentración de esporas en la atmósfera del cultivo en una fecha determinada y la densidad de la lesión una semana después, tanto para las parcelas monitorizadas en su estudio como para otras no incluidas en el mismo.

Con el objetivo de determinar la incidencia de los patógenos de cultivos que se transmiten por el aire, entre los que se incluyen el mildiu del lúpulo (Gent et al., 2009), la podredumbre caulinar de la colza (Almquist y Wallenhammar, 2015), la pierna negra o cancro del tallo de brasicáceas (Fitt et al., 2006) y el oídio de la vid (Thiessen et al., 2016; González-Fernández et al., 2019), se han utilizado una serie de técnicas de muestreo de la atmósfera de los cultivos. Además, las predicciones de las posibles infecciones basadas en la presencia de inóculos son más apropiadas para la detección de enfermedades esporádicas, en especial aquellas que se transmiten en fases tempranas o tardías del crecimiento de la planta, cuando los agricultores no aplican fungicidas de forma habitual (West et al., 2017).

Otro aspecto práctico a debate, es la localización del aparato que recoge las muestras del inóculo de la atmósfera del cultivo. Hear y West (2014) y West

et al. (2017) demostraron que la concentración de esporas muestreadas depende de la localización del aparato en la parcela estudiada. En algunos cultivos, si hay poco espacio entre las hileras de las plantas, el movimiento de las esporas puede verse reducido, lo que disminuye la posibilidad de detectar los posibles inóculos (Thiessen et al., 2016).

En cuanto a la toma de decisiones estratégicas de aplicación de fungicidas, los diagnósticos basados en técnicas como PTA-ELISA o ADN, están diseñados para detectar especies de patógenos específicos que pueden infectar cultivos determinados. Algunos estudios confirman la utilidad de los recientes protocolos PTA-ELISA para cuantificar las concentraciones de proteínas germinativas de los hongos en la atmósfera de los cultivos, los cuales se basan en el reconocimiento de anticuerpos específicos. Varios estudios han demostrado que se pueden utilizar ensayos PCR o qPCR de detección o cuantificación de inóculos, para mejorar la sostenibilidad ecológica de la gestión de enfermedades, ya que permiten aplicaciones de fungicidas más selectivas. Por ejemplo, Almquist y Wallenhammar (2015) demostraron muy claramente que la cuantificación a través de qPCR de los inóculos de *Sclerotinia sclerotiuorum* que se transmiten por el aire, representa una herramienta fiable para predecir el riesgo potencial de la enfermedad. Un estudio en donde se utilizaron PCRs para detectar *Pseudoperonospora humuli* en muestras de aire, demostró que el uso de esta técnica para determinar el momento de la primera aplicación del fungicida permitió una reducción de la aplicación de fungicidas. Una revisión realizada por West et al. (2008) sobre la aplicación práctica de tecnologías basadas en el ADN para la previsión de enfermedades, sugiere que se puede aprovechar la combinación de diagnósticos moleculares con muestreos aerobiológicos de inóculos que se transmiten por el aire para predecir con más precisión el riesgo de epidemias de enfermedades severas en los agroecosistemas, en relación con infecciones limitadas por la baja cantidad de inóculos.



Figura 9.1. *Botrytis cinerea*- (a), *Plasmopara viticola*- (b) y *Uncinula necator* (c) esporas muestreadas en el aire sobre un agroecosistema..



Figura 9.2. a) Trampa volumétrica de esporas con registro de siete días (Burkard Manufacturing, Rickmansworth, Reino Unido) en el campo de trigo. b) Muestreador volumétrico de esporas con registro de 7 días y muestreador Ciclone (Burkard Manufacturing, Rickmansworth, Reino Unido) para la detección de proteínas de esporas en la atmósfera.

REFERENCIAS

- Agrios G. Plant Pathology. Elsevier; 2005. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02037-6>.
- Almquist C, Wallenhammar A-C. Monitoring of plant and airborne inoculum of *Sclerotinia sclerotiorum* in spring oilseed rape using real-time PCR. *Plant Pathol* 2015;64:109–18. <https://doi.org/10.1111/ppa.12230>.
- Blandino M, Pilati A, Reyneri A, Scudellari D. Effect of maize crop residue density on *Fusarium* head blight and on deoxynivalenol contamination of common wheat grains. *Cereal Res Commun* 2010;38:550–9. <https://doi.org/10.1556/CRC.38.2010.4.12>.
- Brachaczek A, Kaczmarek J, Jedryczka M. Monitoring blackleg (*Leptosphaeria* spp.) ascospore release timing and quantity enables optimal fungicide application to improved oilseed rape yield and seed quality. *Eur J Plant Pathol* 2016;145:643–57. <https://doi.org/10.1007/s10658-016-0922-x>.
- Carisse O, Savary S, Willocquet L. Spatiotemporal Relationships Between Disease Development and Airborne Inoculum in Unmanaged and Managed Botrytis Leaf Blight Epidemics. *Phytopathology* 2008;98:38–44. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-98-1-0038>.
- Davidson JA, Wilmshurst CJ, Scott ES, Salam MU. Relationship between ascochyta blight on field pea (*Pisum sativum*) and spore release patterns of *Didymella pinodes* and other causal agents of ascochyta blight. *Plant Pathol* 2013;62:1258–70. <https://doi.org/10.1111/ppa.12044>.
- Edwards SG, Jennings P. Impact of agronomic factors on fusarium mycotoxins in harvested wheat. *Food Addit Contam Part A* 2018;35:2443–54. <https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1543954>.
- Fitt BDL, Brun H, Barbetti MJ, Rimmer SR. World-Wide Importance of Phoma Stem Canker (*Leptosphaeria maculans* and *L. biglobosa*) on Oilseed Rape (*Brassica napus*). *Eur J Plant Pathol* 2006;114:3–15. <https://doi.org/10.1007/s10658-005-2233-5>.
- Gent DH, Nelson ME, Farnsworth JL, Grove GG. PCR detection of *Pseudoperonospora humuli* in air samples from hop yards. *Plant Pathol* 2009;58:1081–91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2009.02143.x>.
- González-Fernández E, Piña-Rey A, Fernández-González M, Rodríguez-Rajo FJ. Effect of environmental conditions and phenology in the dispersal of secondary *Erysiphe necator* conidia in a vineyard. *Vitis - J Grapevine Res* 2019;58:49–58. <https://doi.org/10.5073/vitis.2019.58.special-issue.49-58>.

- Hardwick N V. Weather and plant diseases. *Weather* 2002;57:184–90. <https://doi.org/10.1002/wea.6080570507>.
- Heard S, West JS. New Developments in Identification and Quantification of Airborne Inoculum. *Detect. Diagnostics Plant Pathog.*, Dordrecht: Springer Netherlands; 2014, p. 3–19. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9020-8_1.
- Del Ponte EM, Fernandes JMC, Pavan W, Baethgen WE. A Model-based Assessment of the Impacts of Climate Variability on Fusarium Head Blight Seasonal Risk in Southern Brazil. *J Phytopathol* 2009;157:675–81. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0434.2009.01559.x>.
- Qiu J, Dong F, Yu M, Xu J, Shi J. Effect of preceding crop on Fusarium species and mycotoxin contamination of wheat grains. *J Sci Food Agric* 2016;96:4536–41. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7670>.
- Qiu J, Shi J. Genetic Relationships, Carbendazim Sensitivity and Mycotoxin Production of the Fusarium Graminearum Populations from Maize, Wheat and Rice in Eastern China. *Toxins (Basel)* 2014;6:2291–309. <https://doi.org/10.3390/toxins6082291>.
- Stevenson JA. *Plant Pathology. An advanced treatise.* vol. 3, The Diseased Population. *Science* (80-) 1960;132:803–4. <https://doi.org/10.1126/science.132.3430.803>.
- Thiessen LD, Keune JA, Neill TM, Turechek WW, Grove GG, Mahaffee WF. Development of a grower-conducted inoculum detection assay for management of grape powdery mildew. *Plant Pathol* 2016;65:238–49. <https://doi.org/10.1111/ppa.12421>.
- West JS, Atkins SD, Emberlin J, Fitt BDL. PCR to predict risk of airborne disease. *Trends Microbiol* 2008;16:380–7. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2008.05.004>.
- West JS, Canning GGM, Perryman SA, King K. Novel Technologies for the detection of Fusarium head blight disease and airborne inoculum. *Trop Plant Pathol* 2017;42:203–9. <https://doi.org/10.1007/s40858-017-0138-4>.
- De Wolf ED, Isard SA. Disease Cycle Approach to Plant Disease Prediction. *Annu Rev Phytopathol* 2007;45:203–20. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.44.070505.143329>.



CAPÍTULO 10

MEJORA DE LA CALIDAD DEL SUELO CON CUBIERTAS VEGETALES

Krista Peltoniemi¹, Liina Talgre², Sari Autio³ y Hannu Känkänen⁴

¹ Departamento de Recursos Naturales, Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki, Finlandia

² Cátedra de Ciencias de los Cultivos y Biología Vegetal, Universidad de Ciencias de la Vida de Estonia, Kreutzwaldi 1, EE51006 Tartu, Estonia

³ Instituto Finlandés de Investigación Orgánica, Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki, Finlandia

⁴ Departamento de Recursos Naturales, Instituto de Recursos Naturales de Finlandia (Luke), Tietotie 4, 31600 Jokioinen, Finlandia

RESUMEN

Las cubiertas vegetales o cultivos intermedios (terminología que depende del contexto y de la región), intercaladas o plantadas después de haber cosechado el cultivo principal, es una práctica agrícola beneficiosa aplicada generalmente para mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Por ejemplo, se utilizan para prevenir la lixiviación de nutrientes, conservar la capacidad de retención de agua, proteger el suelo de la erosión, y controlar las malas hierbas y los patógenos de los cultivos. Dependiendo de las especies, las cubiertas vegetales pueden incrementar los insumos de carbono y nitrógeno de los residuos vegetales, a través de los exudados radiculares o mediante la fijación simbiótica de nitrógeno. Las cubiertas vegetales también pueden utilizar e incrementar la proporción de fósforo en el suelo. Todavía no se ha evaluado sistemáticamente cómo interactúan las cubiertas vegetales con las comunidades microbianas del suelo y, por lo tanto, hay un gran desconocimiento. Se supone que la materia orgánica que proporcionan estimula la actividad microbiana del suelo. Algunos estudios sugieren que las cubiertas vegetales mejoran las comunidades microbianas, aumentando la cantidad de hongos micorrícicos, el fósforo de la biomasa microbiana o la actividad enzimática. Además, se ha apuntado que algunas son beneficiosas para ciertos grupos microbianos, especialmente para los hongos micorrícicos arbusculares. Sin embargo, se necesita profundizar en la investigación para conocer si inducen a cambios en la composición funcional de la comunidad microbiana del suelo. Por otro lado, las cubiertas vegetales podrían ser parte de la solución para conseguir una agricultura más sostenible en un futuro, amenazado por el cambio climático y la pérdida de carbono de los suelos cultivados.

Palabras clave: cubiertas vegetales; cultivo intermedio; biodiversidad del suelo; fertilidad del suelo

1. INTRODUCCIÓN

Los efectos negativos de los cultivos invariables, y la pérdida de vegetación que se produce tras la cosecha del cultivo principal, se pueden reducir con cubiertas vegetales (CCVV), también llamadas abonos verdes. Las CCVV hacen referencia a las plantas que absorben nutrientes aportadas al suelo por cultivos anteriores u otros abonos verdes, y que protegen el suelo incrementando la cubierta vegetal. Las CCVV desempeñan una variedad de funciones ecológicas: ayudan a la conservación de agua y nutrientes; protegen el suelo de la erosión; controlan las malas hierbas y los patógenos que se transmiten por el suelo; y mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Smolinska y Horbowicz, 1999; Fageria, 2009). También las CCVV de leguminosas pueden aumentar el rendimiento de los cultivos posteriores, como resultado de sus funciones en el ciclo de los nutrientes (Talgre et al., 2012; Hallama et al., 2019; Li et al., 2015).

Dependiendo de las especies de CCVV y del tiempo de siembra, podemos influir en la cantidad de biomasa, así como en la profundidad de las raíces. La selección de las especies vegetales de rápido crecimiento y sistemas de raíces profundas suelen ser una buena opción que contribuye a que los cultivos principales absorban nutrientes, ya que las CCVV con raíces profundas toman los nutrientes de las capas inferiores del suelo y los nutrientes se movilizan hacia la capa superficial del suelo después de haber sido incorporadas (Thorup-Kristensen, 2001; Thorup-Kristensen et al., 2003). Las CCVV incrementan la cantidad de insumos de carbono (C) y nitrógeno (N) mediante la descomposición de los residuos de cultivos, los exudados radiculares y la fijación simbiótica de N. Las CCVV de cereales de invierno, cuando se aplican en rotaciones en las huertas mediterráneas, modulan las interacciones de los agroecosistemas como respuesta a las condiciones ambientales, y de ese modo gestionan la selección y crecimiento de malas hierbas (Ciaccia et al., 2015; Campanelli et al., 2019). Los cultivos herbáceos y de crucíferas absorben el N del suelo, mientras que las leguminosas pueden tomar el N de la atmósfera a través de la fijación biológica de N. Varios estudios se refirieron a que las leguminosas pueden proporcionar una mayor cantidad de N al cultivo posterior, incluso cuando se intercalan las CCVV (Vyn et al., 1999; Garand et al., 2001; Talgre et al., 2009). Igualmente, y como la mineralización del N es distinta entre las leguminosas (Müller y Sundman, 1998; Kirchmann y Marstorp, 1991), hay grandes diferencias en la liberación de N entre especies no leguminosas, tanto cuando se incorpora el material al suelo (Jensen, 1992), como cuando se dejan los cultivos todo el invierno (Sturite et al., 2007).

Las CCVV son capaces de utilizar moderadamente el fósforo lábil (P) y aumentar la proporción de fracciones de P lábil en el suelo (Soltangheisi et al., 2018). Las interacciones entre las CCVV y la comunidad microbiana del suelo, que es un conductor clave de los ciclos del P, aún no se han estudiado sistemáticamente. Hallama et al. (2019) llegaron a la conclusión de que las CCVV pueden mejorar la comunidad microbiana del suelo al dejar como legado un aumento de la cantidad de micorrizas, del P de biomasa microbiana y de la actividad de la fosfatasa.

Las temperaturas del otoño suelen ser insuficientes para conseguir un

crecimiento satisfactorio de las CCVV después de la recolección en las zonas del norte de Europa, pero se ha demostrado que intercalar cultivos es un método apropiado para las CCVV. Además, intercalar cultivos no está restringido a las regiones de clima frío, y puede ser una herramienta beneficiosa para diversificar rotaciones de cultivos también en otras regiones (ej. Kunelius et al., 1992; Singer y Cox, 1998; den Hollander et al., 2007; Baributsa et al., 2008).

Es preferible que el crecimiento de las CCVV intercaladas sea moderado hasta que se recolecte el cereal, para mantener en niveles bajos la competencia con el cultivo principal. Se ha demostrado que intercalar cultivos reduce, en gran medida, el rendimiento del cultivo principal (Kunelius et al., 1992; Kähkönen y Eriksson, 2007; Arlauskienė y Maikstenienė, 2008), ligeramente (Solberg, 1995; Ohlander et al., 1996; Garand et al., 2001; Kähkönen y Eriksson, 2007) o nada en absoluto (Solberg, 1995; Kähkönen y Eriksson, 2007; Talgre et al., 2009), dependiendo de las especies del cultivo principal y de la CV, así como de otras circunstancias (Kähkönen, 2010). Después de recolectar la cosecha, las CCVV deberían crecer vigorosamente y adquirir alta tolerancia al invierno y al frío junto con un sistema de raíces bien desarrollado (Karlsson-Strese et al., 1996). Además, las CCVV no deberían transformarse rápidamente en malas hierbas, o transmitir o multiplicar plagas y patógenos que ataquen al cultivo principal en rotación.

El cambio climático aumenta aún más la necesidad de usar CCVV en el norte de Europa, ya que, en condiciones de altas precipitaciones, así como en el caso de inviernos más largos y cálidos, se espera que haya un mayor riesgo de lixiviación de los productos químicos utilizados para proteger los cultivos y de los nutrientes de los abonos, así como de la erosión del suelo (Peltonen-Sainio et al., 2009). Sustituir los barbechos invernales con CCVV puede contribuir a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro del C y N en el suelo (García-González et al., 2018).

En Finlandia, el área total de CCVV en 2018 era aproximadamente de 123.000 hectáreas, la mayoría de las cuales tenían cultivos intercalados entre las plantaciones de cereales. Aproximadamente la mitad del área total de CCVV eran leguminosas (principalmente trébol blanco y trébol rojo, *Trifolium repens* L. y *T. pratense* L.) (Figura 10.1a), y la otra mitad cultivos herbáceos (principalmente ballico italiano *Lolium perenne* L.) (Figura 10.1b; aproximadamente un tercio de estas hierbas eran especies perennes). Las mezclas de leguminosas y herbáceas apenas se utilizaron. Raramente se plantaron CCVV después de haber recolectado la cosecha principal, o se utilizaron especies de crucíferas. En Estonia, el área total de CCVV se incrementó en 2018, principalmente intercalando cultivos de leguminosas en las plantaciones de cereales. Debido a que la producción orgánica de Estonia ha crecido en los últimos años, también ha aumentado el interés por las CCVV, una vez cosechado el cultivo principal, para mantener la fertilidad del suelo. Añadir material vegetal al suelo puede aumentar la actividad de los microorganismos, que es esencial para mantener la fertilidad y la productividad de los suelos agrícolas. Según Lupwayi et al. (2004), las leguminosas con alto contenido de N aumentan la actividad microbiana y la diversidad funcional del suelo, mientras que los residuos con alto contenido de C mejoran la calidad del suelo aumentando el contenido de materia orgánica. Por lo tanto, se ha demostrado que el uso de CCVV a largo plazo mejora la productividad del suelo (Hansen et al., 2000; Blombäck et al., 2003).



Figura 10.1a. Mezcla de trébol blanco y rojo (*Trifolium repens* L. y *T. pratense* L.) un par de semanas después de cosechar cebada (*Hordeum vulgare*).



Figura 10.1b. Raigrás italiano (*Lolium perenne* L.) (hojas verde claro) plantadas en primavera bajo el trigo de invierno (*Triticum aestivum*) (paja y hojas más oscuras).

1.1. PRODUCCIÓN DE BIOMASA Y FIJACIÓN DE NITRÓGENO DE LAS CUBIERTAS VEGETALES.

De las plantaciones intermedias de leguminosas estudiadas en Estonia, el trébol rojo (*Trifolium pratense*), la alfalfa híbrida (*Medicago sativa*) y el meliloto blanco (*Melilotus albus*) fueron los que produjeron más biomasa. El período de crecimiento, la formación posterior (es decir, la regeneración de las CCVV después de haber recolectado el cultivo principal) y la competitividad, ejercieron una gran influencia en la producción de biomasa de las plantaciones intercaladas. Cuando se intercalaron las CCVV, las cantidades totales de materia seca (raíces, biomasa de leguminosas y paja de los cereales) variaron entre 6.4–9.4 t ha⁻¹ (Talgre et al., 2009); y 93–177 kg N ha⁻¹, 16–20 kg P ha⁻¹ y 98–153 kg K ha⁻¹ retornaron al suelo (Talgre et al., 2012). Las leguminosas intercaladas mejoraron el ratio de C:N en la materia orgánica, creando mejores condiciones para la descomposición de la materia orgánica en el suelo (Dordas y Lithourfidis, 2011; Talgre et al., 2012). La alfalfa y el meliloto blanco resultaron particularmente sensibles; un retraso en la recolección del cultivo principal (cereales) redujo la biomasa de estos cultivos intercalados. El trébol rojo es más estable y resistente a condiciones desfavorables que otras leguminosas (Talgre, 2013). En Finlandia, la productividad de materia seca (brotes y raíces) de leguminosas y raigrás italiano (*Lolium multiflorum*) intercalados, fueron de 1.1 y 3 t ha⁻¹ respectivamente (Käнкänen y Eriksson, 2007). La productividad de N de leguminosas fue, de media, 30 kg ha⁻¹ (Käнкänen, 2010), que es un rendimiento bajo comparado con el de Estonia, aunque la paja del cereal no se incluyó. Además, la productividad de CCVV intercaladas varía mucho (Käнкänen, 2010).

Cuando se plantan las CCVV después de la recolección del cereal, la cantidad de biomasa de CV producida depende de la suma de las temperaturas efectivas durante la temporada de crecimiento. Además, la plantación temprana de CV a mitad de verano asegura un buen crecimiento. Si se retrasa la plantación hasta finales del verano, existe un riesgo creciente de que las CCVV ya no sean capaces de crecer y absorber los nutrientes correctamente, dependiendo de las especies de CCVV (Livonen et al., 2017; Toom et al., 2019). Dependiendo de la especie de CV y de la época en que se plante, se puede alcanzar una biomasa de CV de entre 2.2 – 4.9 t ha⁻¹ (Toom et al., 2019). Livonen et al. (2017), Talgre et al. (2012) y Toom et al. (2019) investigaron la productividad de biomasa de raigrás italiano, de facelia (*Phacelia tanacetifolia*), de mostaza blanca (*Sinapis alba*) y de alforfón (*Fagopyrum esculentum*). Todos estos científicos descubrieron que la mostaza generaba una mayor productividad de materia seca sobre la superficie del suelo comparada con otras especies investigadas.

La acumulación de N de las CCVV depende en gran medida de la cantidad de biomasa que puedan producir hasta el final. La capacidad de retención de N de las CCVV depende de la especie en concreto; se ha demostrado que un sistema de rápido desarrollo y de raíces profundas con alta densidad, ayuda a absorber el N que se puede lixiviar de las capas del suelo más profundas (in 't Zandt et al., 2018).

2. CONOCIMIENTO ACTUAL SOBRE LOS IMPACTOS DE VARIAS CUBIERTAS VEGETALES EN LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO

La calidad del suelo puede describirse como la capacidad del suelo de soportar la actividad biológica y favorecer la salud de la comunidad del suelo; siendo la actividad microbiana mucho más sensible a los cambios que los parámetros físicos o químicos (Odlare et al., 2008). Las diversas fuentes de materia orgánica pueden estimular la actividad microbiana del suelo (Tejada et al., 2008). Estudios a largo plazo han demostrado que cultivar CCVV podría aumentar enormemente el C orgánico y el N total del suelo, especialmente en los sistemas de laboreo mínimo (Büchi et al., 2018). Así, el incremento del contenido de C orgánico del suelo muy probablemente estimularía la abundancia y diversidad de las comunidades microbianas; sin embargo, se sabe poco de cómo afectan las CCVV y los sistemas de laboreo a la composición de las comunidades microbianas del suelo (Schmidt et al., 2018).

Un mecanismo profundamente analizado sobre el efecto de las plantas sobre las comunidades microbianas es la liberación de exudados radiculares (Buyer et al., 2010; Maul y Drinkwater, 2010). Ya que la composición de exudados, su cantidad y estacionalidad dependen de las especies de plantas huésped, una CV que incluya una variedad de plantas debería ser capaz de mantener una mayor diversidad de microorganismos asociados a las raíces, proporcionando beneficios generales mayores a los cultivos. Mediante la selección de especies de CCVV y el momento de la plantación, es posible influir en la cantidad de biomasa, así como en la profundidad de las raíces. Según Vukicevich et al. (2016), se producen varios impactos de los exudados radiculares a los microorganismos en la rizosfera. Los exudados radiculares atraen y sustentan a hongos micorrícicos arbusculares (HHMMAA), a entomopatógenos y a bacterias fijadoras de N (Akiyama et al., 2005; Rasmann et al., 2005; Long, 2001). Sin embargo, los exudados radiculares también pueden atraer a patógenos específicos de las plantas huésped (Nicol et al., 2003; Hamel et al., 2005; Hofmann et al., 2009), y así pueden dar lugar a mecanismos de retroalimentación, tanto positivos como negativos, dentro de las comunidades del suelo. Por el contrario, Schreiner y Koide (2006) descubrieron que las plantas brasicáceas pueden inhibir la germinación de esporas de HHMMAA debido a los volátiles antifúngicos producidos por sus raíces.

Los residuos de los cultivos y la materia orgánica del suelo son las fuentes de energía de los procesos microbianos. Fanin et al. (2015) descubrieron el enorme efecto que la calidad de los residuos de los cultivos ejercía en la conformación de las comunidades microbianas del suelo. Por ejemplo, ratios más bajos de C:N en los residuos vegetales generan microorganismos copiotróficos de crecimiento más rápido, incluyendo a los microorganismos supresores de enfermedades. Tein et al. (2014) demostraron que el contenido de glucosinolato de los residuos de CV pueden reducir la abundancia de patógenos de la patata que se transmiten por el suelo.

Talgre et al. (2019) descubrieron que la actividad microbiana era mayor en los suelos en los que se seguía una gestión orgánica, comparado con los suelos gestionados de forma convencional. La mayor actividad microbiana se observó en un sistema enmendado orgánicamente que contenía CV, y añadía residuos del ganado al suelo. La menor actividad microbiana se dio en suelos gestionados de forma convencional en donde no se habían utilizado fertilizantes minerales, evidentemente debido al bajo insumo de materia orgánica, al uso de pesticidas y a los bajos niveles de pH del suelo. Un estudio llevado a cabo por Martínez-García et al. (2018) confirma que, tanto la gestión del suelo orgánico como las CCVV, mejoran la actividad y abundancia de los grupos microbianos del suelo (ej. bacterias, hongos saprotroóficos). Sin embargo, el impacto de las CCVV en las comunidades microbianas se puede confundir con los efectos que causan otras prácticas de gestión del suelo. Por ejemplo, Romdhane et al. (2019) descubrieron que los cambios en las propiedades del suelo debido a la gestión de CCVV, más que la composición de las mezclas de CCVV, estaban relacionadas con cambios en la abundancia de bacterias que oxidan amoníaco y bacterias desnitrificantes, mientras que no causaban efecto alguno en la abundancia total de bacterias. Finney et al. (2017) descubrieron que las CCVV tendían a fomentar la biomasa y la actividad microbiana, y que ciertas CCVV están asociadas a un incremento en la abundancia de grupos microbianos concretos (ej. aumentaron las asociaciones positivas de HHMMAA con avena y centeno y de hongos no MA y veza vellosa, Figura 10.2). También se demostró que la introducción de una mezcla de cubierta vegetal viva proporcionaba grandes beneficios para la micorrización de la alcachofa (*Cynara scolymus*) (Trinchera et al., 2017); mientras que en una rotación orgánica de horticultura, la espelta (*Triticum dicoccum*) cuando se cultivaba como CV de cereal de invierno, fomentaba la colonización de HHMMAA en los cultivos con los que coexistían (Trinchera et al., 2019). Además, la selección de especies de CCVV puede ser una estrategia de gestión apropiada para aumentar los grupos fúngicos dirigidos a un objetivo concreto.



Figura 10.2 Mezcla de veza vellosa (*Vicia villosa* L.) y centeno de invierno (*Secale cereale* L.) (plantado después de haber recolectado el cereal).

Schmidt et al. (2018) estudiaron el efecto del laboreo mínimo, la profundidad del laboreo y el cultivo de CCVV en la diversidad funcional microbiana del suelo, en agroecosistemas mediterráneos irrigados. Sus resultados apuntan a que la utilización de CCVV llevó a un incremento de la cantidad bacteriana total, comparado con los tratamientos sin laboreo, en todas las profundidades del suelo examinadas. Probablemente, el aumento de la diversidad y el aporte de nutrientes proporcionados por las CCVV, fueron los responsables del aumento de la abundancia microbiana y de la diversidad de la comunidad observada.

Favorecer la variedad y diversidad de CCVV puede ser una manera eficiente de aumentar la diversidad microbiana del suelo, al tiempo que se suprimen las plagas que se transmiten por el suelo (Garbeva et al., 2004; Raaijmakers et al., 2009). Peralta et al. (2018) investigaron los efectos que causaban las rotaciones de diferentes cultivos en la diversidad microbiana del suelo y en la capacidad de supresión de enfermedades, a través de una mayor abundancia de microorganismos. Concluyeron que las CCVV en la rotación de cultivos no aumentaba la diversidad bacteriana. También descubrieron que la composición de las comunidades microbianas del suelo, puede que suponga, más que simplemente una mayor diversidad microbiana del suelo, un sistema importante para la supresión de enfermedades del suelo.

3. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Las CCVV se han utilizado durante mucho tiempo en la agricultura orgánica. En el futuro, el uso de CCVV se considerará, probablemente, una parte esencial de la gestión agrícola integrada. Los beneficios de las CCVV, plantadas después de haber recolectado el cultivo principal o intercaladas, son incuestionables para mejorar la calidad y la salud de los suelos cultivados. Sin embargo, la elección de especies de CCVV, el momento de la siembra, la cantidad de biomasa que produce y otras prácticas de gestión (ej. el sistema de laboreo), probablemente determinen el impacto total en el suelo. No se conoce a fondo el impacto que causan las CCVV en la actividad y composición de las comunidades microbianas del suelo, y es necesario un estudio más completo. La pérdida de C de los suelos cultivados, junto con las condiciones climáticas que se prevén más secas y cálidas, suponen un reto para la producción alimentaria. Las CCVV podrían ser parte de la solución para que la agricultura fuera más sostenible.

REFERENCIAS

- Akiyama K, Matsuzaki K, Hayashi H. Plant sesquiterpenes induce hyphal branching in arbuscular mycorrhizal fungi. *Nature* 2005;435:824–7. <https://doi.org/10.1038/nature03608>.
- Arlauskienė A, Maikstienė S. Effect of sowing methods on the productivity of catch crops and soil nitrogen leaching. *Agron Res* 2008;6:181–9.
- Baributsa DN, Foster EF, Thelen KD, Kravchenko AN, Mutch DR, Ngouajio M. Corn and Cover Crop Response to Corn Density in an Interseeding System. *Agron J* 2008;100:981–7. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0110>.
- Blombäck K, Eckersten H, Lewan E, Aronsson H. Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agric Syst* 2003;76:95–114. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00030-6](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00030-6).
- Büchi L, Wendling M, Amossé C, Necpalova M, Charles R. Importance of cover crops in alleviating negative effects of reduced soil tillage and promoting soil fertility in a winter wheat cropping system. *Agric Ecosyst Environ* 2018;256:92–104. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.005>.
- Buyer JS, Teasdale JR, Roberts DP, Zasada IA, Maul JE. Factors affecting soil microbial community structure in tomato cropping systems. *Soil Biol Biochem* 2010;42:831–41. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.01.020>.
- Campanelli G, Testani E, Canali S, Ciaccia C, Leteo F, Trinchera A. Effects of cereals as agro-ecological service crops and no-till on organic melon, weeds and N dynamics. *Biol Agric Hortic* 2019;35:275–87. <https://doi.org/10.1080/01448765.2019.1641839>.
- Ciaccia C, Testani E, Campanelli G, Sestili S, Leteo F, Tittarelli F, et al. Ecological service providing crops effect on melon-weed competition and allelopathic interactions. *Org Agric* 2015;5:199–207. <https://doi.org/10.1007/s13165-014-0088-9>.
- Dordas CA, Lithourgidis AS. Growth, yield and nitrogen performance of faba bean intercrops with oat and triticale at varying seeding ratios. *Grass Forage Sci* 2011;66:569–77. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00814.x>.
- Fageria NK. The use of nutrients in crop plants. Boca Raton: CRC Press; 2009.
- Fanin N, Fromin N, Bertrand I. Functional breadth and home-field advantage generate functional differences among soil microbial decomposers. *Ecology* 2015;96:1263–1. <https://doi.org/10.1890/15-1263.1>.

- Finney DM, Buyer JS, Kaye JP. Living cover crops have immediate impacts on soil microbial community structure and function. *J Soil Water Conserv* 2017;72:361–73. <https://doi.org/10.2489/jswc.72.4.361>.
- Garand MJ, Simard RR, MacKenzie AF, Hamel C. Underseeded clover as a nitrogen source for spring wheat on a Gleysol. *Can J Soil Sci* 2001;81:93–102. <https://doi.org/10.4141/S99-060>.
- Garbeva P, van Veen JA, van Elsas JD. Microbial diversity in soil: Selection of Microbial Populations by Plant and Soil Type and Implications for Disease Suppressiveness. *Annu Rev Phytopathol* 2004;42:243–70. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.42.012604.135455>.
- García-González I, Hontoria C, Gabriel JL, Alonso-Ayuso M, Quemada M. Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land. *Geoderma* 2018;322:81–8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.024>.
- Hallama M, Pekrun C, Lambers H, Kandeler E. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant Soil* 2019;434:7–45. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3810-7>.
- Hamel C, Vujanovic V, Jeannotte R, Nakano-Hylander A, St-Arnaud M. Negative feedback on a perennial crop: Fusarium crown and root rot of asparagus is related to changes in soil microbial community structure. *Plant Soil* 2005;268:75–87. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0228-1>.
- Hansen EM, Kristensen K, Djurhuus J. Yield Parameters as Affected by Introduction or Discontinuation of Catch Crop Use. *Agron J* 2000;92:909–14. <https://doi.org/10.2134/agronj2000.925909x>.
- Hofmann A, Wittenmayer L, Arnold G, Schieber A, Merbach W. Root exudation of phloridzin by apple seedlings (*Malus X domestica* Borkh.) with symptoms of apple replant disease. *J Appl Bot Food Qual* 2009;82:193–8.
- den Hollander NG, Bastiaans L, Kropff MJ. Clover as a cover crop for weed suppression in an intercropping design. *Eur J Agron* 2007;26:104–12. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.08.005>.
- Iivonen S, Kivijärvi P, Suojala-Ahlfors T. Characteristics of various catch crops in the crop rotation of an organic vegetable farm in Northern climate conditions – results from an on-farm study. *Rural Rep* 2017;25.
- in 't Zandt D, Fritz C, Wichern F. In the land of plenty: catch crops trigger nitrogen uptake by soil microorganisms. *Plant Soil* 2018;423:549–62. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3540-2>.
- Jensen ES. The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. *J Soil Sci* 1992;43:335–45. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1992.tb00141.x>.
- Känkänen H. Undersowing in a northern climate: effects on spring cereal yield and risk of nitrate leaching. MTT Science, MTT Tiede, 2010.
- Känkänen H, Eriksson C. Effects of undersown crops on soil mineral N and grain yield of spring barley. *Eur J Agron* 2007;27:25–34. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.01.010>.

- Karlsson-Strese E-M, Umaerus M, Rydberg I. Strategy for Catch Crop Development: I. Hypothetical Ideotype and Screening of Species. *Acta Agric Scand Sect B - Soil Plant Sci* 1996;46:106–11. <https://doi.org/10.1080/09064719609413122>.
- Kirchmann H, Marstorp H. Calculation of N Mineralization from Six Green Manure Legumes under Field Conditions from Autumn to Spring. *Acta Agric Scand* 1991;41:253–8. <https://doi.org/10.1080/00015129109439907>.
- Kunelius HT, Johnston HW, MacLeod JA. Effect of undersowing barley with Italian ryegrass or red clover on yield, crop composition and root biomass. *Agric Ecosyst Environ* 1992;38:127–37. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90138-2](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90138-2).
- Li X, Petersen SO, Sørensen P, Olesen JE. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agric Ecosyst Environ* 2015;199:382–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.016>.
- Long SR. Genes and Signals in the Rhizobium -Legume Symbiosis. *Plant Physiol* 2001;125:69–72. <https://doi.org/10.1104/pp.125.1.69>.
- Lupwayi NZ, Clayton GW, O'Donovan JT, Harker KN, Turkington TK, Rice WA. Soil microbiological properties during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Can J Soil Sci* 2004;84:411–9. <https://doi.org/10.4141/S03-083>.
- Martínez-García LB, Korthals G, Brussaard L, Jørgensen HB, De Deyn GB. Organic management and cover crop species steer soil microbial community structure and functionality along with soil organic matter properties. *Agric Ecosyst Environ* 2018;263:7–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.018>.
- Maul J, Drinkwater L. Short-term plant species impact on microbial community structure in soils with long-term agricultural history. *Plant Soil* 2010;330:369–82. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0211-y>.
- Müller MM, Sundman V. The fate of nitrogen (¹⁵N) released from different plant materials during decomposition under field conditions. *Plant Soil* 1988;105:133–9. <https://doi.org/10.1007/BF02371151>.
- Nicol RW, Yousef L, Traquair JA, Bernards MA. Ginsenosides stimulate the growth of soilborne pathogens of American ginseng. *Phytochemistry* 2003;64:257–64. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(03\)00271-1](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(03)00271-1).
- Odlare M, Pell M, Svensson K. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Manag* 2008;28:1246–53. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.005>.
- Ohlander L, Bergkvist G, Stendahl F, Kvist M. Yield of Catch Crops and Spring Barley as Affected by Time of Undersowing. *Acta Agric Scand Sect B - Soil Plant Sci* 1996;46:161–8. <https://doi.org/10.1080/09064719609413129>.

- Peltonen-Sainio P, Rajala A, Känkänen H, Hakala K. Improving Farming Systems in Northern European Conditions. *Crop Physiol.*, Elsevier; 2009, p. 71–97. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374431-9.00004-9>.
- Peralta AL, Sun Y, McDaniel MD, Lennon JT. Crop rotational diversity increases disease suppressive capacity of soil microbiomes. *Ecosphere* 2018;9:e02235. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2235>.
- Raaijmakers JM, Paulitz TC, Steinberg C, Alabouvette C, Moënnelocoz Y. The rhizosphere: a playground and battlefield for soilborne pathogens and beneficial microorganisms. *Plant Soil* 2009;321:341–61. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9568-6>.
- Rasmann S, Köllner TG, Degenhardt J, Hiltbold I, Toepfer S, Kuhlmann U, et al. Recruitment of entomopathogenic nematodes by insect-damaged maize roots. *Nature* 2005;434:732–7. <https://doi.org/10.1038/nature03451>.
- Romdhane S, Spor A, Busset H, Falchetto L, Martin J, Bizouard F, et al. Cover Crop Management Practices Rather Than Composition of Cover Crop Mixtures Affect Bacterial Communities in No-Till Agroecosystems. *Front Microbiol* 2019;10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01618>.
- Schmidt R, Gravuer K, Bossange A V., Mitchell J, Scow K. Long-term use of cover crops and no-till shift soil microbial community life strategies in agricultural soil. *PLoS One* 2018;13:e0192953. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192953>.
- Schreiner PR, Koide RT. Mustards, mustard oils and mycorrhizas. *New Phytol* 2006;123:107–13. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1993.tb04536.x>.
- Singer JW, Cox WJ. Agronomics of Corn Production under Different Crop Rotations in New York. *J Prod Agric* 1998;11:462–8. <https://doi.org/10.2134/jpa1998.0462>.
- Smolinska U, Horbowicz M. Fungicidal Activity of Volatiles from Selected Cruciferous Plants against Resting Propagules of Soil-borne Fungal Pathogens. *J Phytopathol* 1999;147:119–24. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0434.1999.147002119.x>.
- Solberg S. Nitrogenfrigjøring og ettervirkning ved bruk av grønn gjødsel på utvalgte jordtyper på Østlandet. Summary: Nitrogen mineralization and after-year effects of green manure on certain soils in Southeast Norway. *Nor Landbruksforskning* 1995;9:117–32.
- Soltangheisi A, Rodrigues M, Coelho MJA, Gasperini AM, Sartor LR, Pavinato PS. Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. *Soil Tillage Res* 2018;179:20–8. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.006>.
- Sturite I, Henriksen TM, Breland TA. Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agric Ecosyst Environ* 2007;120:280–90. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.001>.
- Talgre L. Biomass production of different green manure crops and their effect on the succeeding crops yield. PhD Thesis. Estonian University

- of Life Sciences, Tartu, 2013.
- Talgre L, Eremeev V, Madsen H, Alaru M, Loit E, Luik A. Organic cropping systems with winter cover crops in combination with composted manure significantly improve soil properties. DOK-Monte Verit. 6–11 October, 2019, Congr. Stefano Franscini, Monte-Verità, Ascona, Switz., 2019, p. 84.
 - Talgre L, Lauringson E, Roostalu H, Astover A, Eremeev V, Selge A. The effects of pure and undersowing green manures on yields of succeeding spring cereals. *Acta Agric Scand Sect B - Plant Soil Sci* 2009;59:70–6. <https://doi.org/10.1080/09064700801906198>.
 - Talgre L, Lauringson E, Roostalu H, Astover A, Makke A. Green manure as a nutrient source for succeeding crops. *Plant, Soil Environ* 2012;58:275–81. <https://doi.org/10.17221/22/2012-PSE>.
 - Tein B, Kauer K, Eremeev V, Luik A, Selge A, Loit E. Farming systems affect potato (*Solanum tuberosum* L.) tuber and soil quality. *F Crop Res* 2014;156:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.10.012>.
 - Tejada M, Gonzalez JL, García-Martínez AM, Parrado J. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. *Bioresour Technol* 2008;99:1758–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.052>.
 - Thorup-Kristensen K. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant Soil* 2001;230:185–95. <https://doi.org/10.1023/A:1010306425468>.
 - Thorup-Kristensen K, Magid J, Jensen LS. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones, 2003, p. 227–302. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79005-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79005-6).
 - Toom M, Talgre L, Pechter P, Narits L, Tamm S, Lauringson E. The effect of sowing date on cover crop biomass and nitrogen accumulation. *Agron Res* 2019;17:1779–1787.
 - Trinchera A, Ciaccia C, Testani E, Baratella V, Campanelli G, Leteo F, et al. Mycorrhiza-mediated interference between cover crop and weed in organic winter cereal agroecosystems: The mycorrhizal colonization intensity indicator. *Ecol Evol* 2019;9:5593–604. <https://doi.org/10.1002/ece3.5125>.
 - Trinchera A, Testani E, Ciaccia C, Campanelli G, Leteo F, Canali S. Effects induced by living mulch on rhizosphere interactions in organic artichoke: The cultivar's adaptive strategy. *Renew Agric Food Syst* 2017;32:214–23. <https://doi.org/10.1017/S1742170516000119>.
 - Vukicevich E, Lowery T, Bowen P, Úrbez-Torres JR, Hart M. Cover crops to increase soil microbial diversity and mitigate decline in perennial agriculture. A review. *Agron Sustain Dev* 2016;36:48. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0385-7>.
 - Vyn TJ, Janovicek KJ, Miller MH, Beauchamp EG. Soil Nitrate Accumulation and Corn Response to Preceding Small-Grain Fertilization and Cover Crops. *Agron J* 1999;91:17–24. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100010004x>.



CAPÍTULO 11

USO DE CULTIVOS TRAMPA PARA REDUCIR LOS INSUMOS DE PESTICIDAS EN SUELOS AGRÍCOLAS E INCREMENTAR LA BIODIVERSIDAD DEL SUELO.

*Diego Soto Gómez^{1,2}, David Fernández Calviño¹ y
Manuel Arias-Estévez¹*

*¹ Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo,
Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, E-32004
Ourense, España*

*² Laboratorio de Edafología e Hidráulica, Campus del
Agua, Universidad de Vigo, E-32004 Ourense, España*

RESUMEN

Los cultivos trampa son aquellos que se introducen en las plantaciones para proteger otro cultivo (cultivos principales o cultivos comerciales), ya que tienen la capacidad de atraer o repeler ciertas plagas. El uso de cultivos trampa es un método tradicional basado en la diversificación vegetal, que está en auge en el ámbito del control integral de plagas, teniendo en cuenta los problemas asociados a otros tipos de gestión que resultan menos respetuosos con el medioambiente. El uso de cultivos trampa es muy complejo y admite muchas posibilidades, ya que hay una gran variedad de cultivos trampa, y cada uno de ellos causa efectos diferentes a las especies de plagas. Hay plantas que no solo atraen, sino que también interrumpen el ciclo vital de algunas plagas, o eliminan los vectores virales presentes en algunos insectos (ej. en el estilete de los áfidos). Además, en cuanto al cultivo principal, estas técnicas se pueden utilizar varias veces en la época de crecimiento y con diferentes distribuciones, aumentando así las opciones de control, así como las posibles combinaciones de los cultivos trampa. En este capítulo, presentamos este método y el uso que de él se hace actualmente, a través de varios ejemplos de cultivos trampa eficaces. Además, también se incluyen las consecuencias conocidas que los cultivos trampa causan en la biodiversidad de los agroecosistemas.

Palabras clave: cultivo trampa; gestión integral de plagas; plagas; agricultura orgánica; push and pull; biodiversidad.

1. INTRODUCCIÓN

Los cultivos trampa son una alternativa al uso de pesticidas de síntesis, y un método ambientalmente sostenible y utilizado a menudo en la agricultura tradicional, antes de la aparición de los pesticidas de síntesis química (Shelton y Ganenes-Pérez, 2006). Los cultivos trampa son los que se seleccionan para atraer y retener ciertos organismos, evitando así que ataquen al cultivo principal, que es el que mayor interés suscita en los agricultores. Por uno u otro motivo, las plagas que se pretende controlar pueden tener una afinidad por los cultivos trampa, similar o mayor que la que tienen por los cultivos comerciales, concentrando las plagas en ciertas localizaciones, alejándolas o haciendo que su exterminio sea más fácil. Los cultivos trampa también pueden causar otros efectos en las plagas vegetales; pueden atraer depredadores y parasitoides de las plagas (Sarkar et al., 2018), así como interrumpir el ciclo vital de algunos insectos y producir efectos adversos en los virus que se encuentran en algunos organismos (Gonsalves y Ferreira, 2003).

Hay una gran variedad de técnicas relacionadas con los cultivos trampa y es importante comprender las relaciones entre los cultivos trampa, las especies de plagas a los que van dirigidos y otros organismos (ej. enemigos naturales), con el fin de determinar cuál es la mejor estrategia para cada caso, qué factores influyen en su efectividad y cuáles son los resultados de cada técnica.

2. CULTIVOS TRAMPA: VISIÓN GENERAL

Para implantar un cultivo trampa, se deben tener en cuenta una serie de factores que determinarán la eficacia del método. En primer lugar, el cultivo trampa y el cultivo principal tienen que tener necesidades similares (ej. temperatura, horas de luz, pH del suelo), ya que se cultivarán en la misma zona (Shelton y Badenes-Pérez, 2006). La localización espacial del cultivo trampa con respecto al cultivo principal es importante; como también lo es la localización temporal, ya que muchas plagas se desarrollan en determinados momentos del año. Además, los cultivos trampa pueden causar efectos diversos que deberán de tenerse en cuenta, como es, entre otros, el hecho de que pueden atraer a una plaga o alterar su ciclo vital, así como atraer a depredadores naturales.

2.1. CONSECUENCIAS DE LA LOCALIZACIÓN Y DEL MOMENTO DE LA SIEMBRA.

Hay múltiples opciones a la hora de diseñar el margen espacio-temporal de un cultivo trampa. Situar el cultivo trampa en el perímetro del cultivo principal es una técnica que ha dado buenos resultados. Éste sistema se ha estado utilizando recientemente para proteger a la caña de azúcar del *Chilo sacchariphagus*, usando *Erianthus arundinaceu* como cultivo trampa (Nibouche et al., 2019). Las *C. sacchariphagus* hembra prefieren este último cultivo para el desove, pero la tasa de supervivencia de las larvas y su desarrollo posterior es mucho menor que en la caña de azúcar. Otra opción sería utilizar un sistema de cultivo intercalado en el que ambos cultivos se desarrollarían en paralelo, tal y como demostraron Sriniasan y Moorthy (1991). En este caso, la mostaza india se utiliza para proteger a los cultivos de repollo de la polilla de la col (o palomilla dorso de diamante). El ciclo de crecimiento del repollo es más corto, así que se puede plantar mostaza varias veces, aumentando la efectividad de este cultivo trampa. Otra posibilidad, que ofrece buenos resultados, es la utilización del cultivo trampa antes o después del cultivo principal. Este tipo de cultivo secuencial ha funcionado, por ejemplo, en el control de quistes de nematodos rotando el cultivo de la patata (*Solanum tuberosum*) con cultivos trampa de la misma familia, tales como *S. nigrum* o *S. sisymbriifolium* (Scholte y Vos, 2000). Estos cultivos producen una serie de compuestos que hacen que eclosionen los quistes de nematodos (Devine et al., 1996), pero no proporcionan soporte alguno al desove de la plaga, reduciendo así su presencia en el suelo.

2.2. CONSECUENCIAS EN LAS PLAGAS

El poder de atracción que algunos cultivos ejercen sobre ciertas plagas se conoce desde hace años, y uno de los ejemplos más funcionales es el sistema utilizado en California para separar las chinches *Lygus* del algodón utilizando alfalfa como cultivo trampa (Stern et al., 1969). Sin embargo, cada año se desarrollan nuevas aplicaciones de esta técnica, como es el uso del jazmín de azahar (*Murraya paniculata*) en los límites de las huertas de cítricos para atraer al psílido asiático de los cítricos (*Diaphorina citri*) (Tomaseto et al., 2019). En este caso, el jazmín de azahar fue tratado con tiametoxam, reduciendo la población de insectos causantes de la plaga, y transformando esos cultivos perimetrales en puntos de salida (*sinks*) de poblaciones de psílicos. Se puede considerar como un callejón sin salida (*dead end*) artificial para las especies de plagas objetivo; sin embargo, se puede conseguir un efecto similar si el cultivo trampa tiene la capacidad de erradicar o reducir la población de las plagas, como en el caso del cultivo trampa sin salida (*Solanum sisymbriifolium*), utilizado para controlar nematodos en los cultivos de patata; aquí los exudados de las raíces de *S. Sisymbriifolium* hacen que eclosionen los quistes de nematodos, pero no ofrecen espacio para el desove. Por lo tanto, cuando se rota con patatas, este cultivo trampa puede reducir la densidad de las poblaciones de nematodos (Dias et al., 2007).

También hay cultivos trampa, conocidos como plantas insectarias, que pueden reducir las poblaciones de insectos causantes de las plagas atrayendo a depredadores naturales y proporcionándoles alimento (Shrestha et al., 2019). Por ejemplo, se ha probado la efectividad del aliso de mar (*Lobularia maritima*) para atraer a sírfidos a los cultivos de lechuga, donde capturan y se alimentan de áfidos (Hogg et al., 2011). Si las especies depredadoras atacan a los insectos que provocan las plagas en distintas fases de su desarrollo, o durante épocas distintas, el control biológico es más eficiente (Snyder, 2019). La combinación de varios tipos de cultivos trampa puede ser muy efectiva a la hora de controlar algunas plagas. Shrestha et al. (2019) utilizaron diferentes cultivos para proteger a la *Brassica oleracea* con resultados satisfactorios. Para tal fin, emplearon por una parte especies de *Brassica*, y por otra cultivos de plantas insectarias (aliso de mar y trigo sarraceno *Fagopyrum esculentum*). La concentración de herbívoros (ej. *Evergestis rimosalis*, *Trichoplusia ni*, y *Plutella xylostella*) en los cultivos trampa fue superior que en el cultivo principal de repollo, y el número de avispas braconíidas *Cotesia orobena* y de endoparásitoides de *E. rimosalis* aumentó debido a la presencia de plantas insectarias. Además, se registró un incremento de huevos de *Coleomegilla maculata*, un depredador de áfidos, en los cultivos trampa, que se implantaron conjuntamente con las plantas insectarias. Se trata de un sistema bastante complejo, y se debe considerar la posibilidad de que ciertos enemigos naturales de una plaga puedan afectar también a poblaciones de otros enemigos naturales de la misma plaga.

Los cultivos trampa pueden utilizarse también para controlar la expansión e incidencia de ciertos virus. Un cultivo trampa efectivo para controlar los virus es aquel que no pueda albergar el propio virus, pero que sea atractivo para los portadores y para sus enemigos naturales (Hull, 2014). Hay una serie de casos que apoyan el efecto de los cultivos trampa en el control del virus (Hooks y Fereres, 2006), y un claro ejemplo es el control de PVY (por sus siglas en inglés, virus Y de la patata) y el CMV (por sus siglas en inglés, virus mosaico del pepino) mediante sorgo (Avilla et al., 1996); utilizando sorgo como barrera, los vectores (ej. los áfidos) pierden parte de su capacidad de infectar antes de alcanzar el cultivo principal.

2.3. REPULSIÓN Y ATRACCIÓN “PUSH AND PULL”

Hay una técnica concreta de cultivo trampa, basada en mecanismos de repulsión y atracción, denominada push and pull. Este sistema manipula el comportamiento de los insectos causantes de las plagas, haciendo que se alejen del cultivo principal mediante el uso de un cultivo que los repele, y otro que los atrae (Cook et al., 2007). Las sinergias entre ambos cultivos consiguen un efecto de control superior en la plaga. Un reciente ejemplo de este tipo de estrategia fue empleado para controlar a los lepidópteros barrenadores del tallo, en cultivos del cereal de África subsahariana (Khan et al., 2016). Insertando plantas poco atractivas para las polillas (ej. *Melinis minutiflora*; Figura 11.1) se reducía la presencia de estas plagas, ya que este cultivo es muy atractivo para *Cotesia sesamiae*, un parasitoide de los barrenadores del tallo. Las polillas también sienten una predilección por desovar en el pasto de Napier (*Pennisetum purpureum*), una planta que se puede cultivar como atrayente y que también sirve como cultivo trampa *dead end* para los barrenadores del tallo, ya que segrega una sustancia pegajosa que inmoviliza a sus larvas. La combinación de ambos vegetales

reduce significativamente la presencia de polillas en los cultivos de cereal.

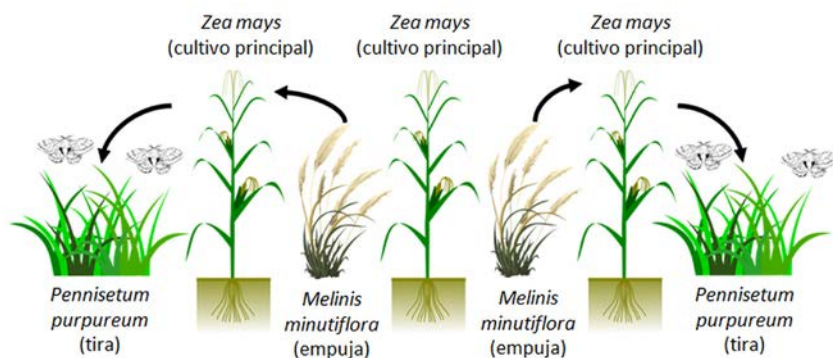


Figura 11.1. Técnica del push and pull: las polillas (ej. *Striga spp*) son atraídas (pull) al pasto de Napier (*Pennisetum purpureum*) plantado en el perímetro de los cultivos de maíz (*Zea mays*), al tiempo que son repelidas (push) por *Melinis minutiflora* cultivada entre hileras (Adaptado de: Khan et al., 2010).

3. CULTIVOS TRAMPA Y BIODIVERSIDAD

La implantación de la agricultura intensiva, con una producción basada en el uso de pesticidas químicos, produce una disminución de la biodiversidad que puede ser restaurada mediante un tipo de gestión más respetuosa con el medioambiente, la agricultura orgánica (Letoruneau y Bothewell, 2008). Una técnica muy adecuada para este tipo de agricultura, y que puede contribuir al incremento de la biodiversidad, es el uso de cultivos trampa. Parker et al. (2016) descubrieron que, para proteger el brécol del escarabajo pulga de las crucíferas, el uso conjunto de varias especies de cultivos trampa (*Brassica juncea*, *Brassica napus* y *Brassica rapa* subsp. *Pekinensis*), era más eficiente que cada una de ellas por separado. Como ya se explicó en secciones anteriores, algunos cultivos trampa aumentan la biodiversidad del ecosistema, atrayendo a depredadores naturales de las plagas (Hogg et al., 2011; Snyder, 2019). También se ha demostrado que el sistema de push and pull mejora la biodiversidad del suelo, aumentando la abundancia y diversidad de artrópodos (Khan et al., 2011). Sin embargo, las consecuencias de los cultivos trampa en la biodiversidad de la microbiota edáfica no se han estudiado todavía.

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Los cultivos trampa son respetuosos con el medioambiente y existen numerosos ejemplos de su funcionalidad, tanto en países desarrollados como en países en vías de desarrollo. A largo plazo, estas técnicas son mucho más interesantes y menos devastadoras que los pesticidas químicos

utilizados en la agricultura convencional. Debido a la versatilidad de este tipo de cultivos, y al avance de las técnicas de manipulación genética que actualmente se están desarrollando (ej. CRISPR/Cas9) (Gurr y You, 2016), los cultivos trampa pueden convertirse en uno de los pilares de la agricultura orgánica en los años venideros. Sin embargo, es necesaria una investigación en profundidad para determinar la aplicación óptima de este tipo de cultivo (ej. qué patrones de plantación son más efectivos y qué porcentaje del cultivo trampa se debería plantar con respecto al cultivo principal). También hay que determinar la eficiencia económica de este tipo de gestión (Sarkar et al., 2018). Además, las tareas de investigación deberían incluir aspectos relacionados con los efectos que los cultivos trampa pueden tener en el suelo o en la diversidad de las especies presentes en él.

REFERENCES

- Avilla C, Collar JL, Duque M, Ferreres A, Hernaiz P, Martín B. Cultivos barrera como método de control de virus no persistentes en pimiento. *Boletín Sanid Veg Plagas* 1996;22:301–7.
- Cook SM, Khan ZR, Pickett JA. The Use of Push-Pull Strategies in Integrated Pest Management. *Annu Rev Entomol* 2007;52:375–400. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091407>.
- Devine KJ, Byrne J, Maher N, Jones PW. Resolution of natural hatching factors for golden potato cyst nematode, *Globodera rostochiensis*. *Ann Appl Biol* 1996;129:323–34. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1996.tb05755.x>.
- Dias MC, Perpétuo LS, Cabral AT, Guilherme R, da Cunha MJM, Melo F, et al. Effects of *Solanum sisymbriifolium* on potato cyst nematode populations in Portugal. *Plant Soil* 2017;421:439–52. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3475-7>.
- Gonsalves D, Ferreira S. Transgenic Papaya: A Case for Managing Risks of Papaya ringspot virus in Hawaii. *Plant Heal Prog* 2003;4:17. <https://doi.org/10.1094/PHP-2003-1113-03-RV>.
- Gurr GM, You M. Conservation Biological Control of Pests in the Molecular Era: New Opportunities to Address Old Constraints. *Front Plant Sci* 2016;6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.01255>.
- Hogg BN, Bugg RL, Daane KM. Attractiveness of common insectary and harvestable floral resources to beneficial insects. *Biol Control* 2011;56:76–84. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.09.007>.
- Hooks CRR, Ferreres A. Protecting crops from non-persistently aphid-transmitted viruses: A review on the use of barrier plants as a management tool. *Virus Res* 2006;120:1–16. <https://doi.org/10.1016/j.virusres.2006.02.006>.
- Hull R. Ecology, Epidemiology, and Control of Plant Viruses. *Plant Virol.*, Elsevier; 2014, p. 809–76. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384871-0.00014-5>.
- Khan Z, Midega C, Pittchar J, Pickett J, Bruce T. Push—pull technology: a conservation agriculture approach for integrated management of insect pests, weeds and soil health in Africa. *Int J Agric Sustain* 2011;9:162–70. <https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0558>.
- Khan Z, Midega CAO, Hooper A, Pickett J. Push-Pull: Chemical Ecology-Based Integrated Pest Management Technology. *J Chem Ecol* 2016;42:689–97. <https://doi.org/10.1007/s10886-016-0730-y>.
- Khan ZR, Midega CAO, Bruce TJA, Hooper AM, Pickett JA. Exploiting

phytochemicals for developing a “push-pull” crop protection strategy for cereal farmers in Africa. *J Exp Bot* 2010;61:4185–96. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq229>.

- Letourneau DK, Bothwell SG. Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity functional. *Front Ecol Environ* 2008;6:430–8. <https://doi.org/10.1890/070081>.
- Nibouche S, Tibère R, Costet L. *Erianthus arundinaceus* as a trap crop for the sugarcane stem borer *Chilo sacchariphagus*: Field validation and disease risk assessment. *Crop Prot* 2019;124:104877. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.104877>.
- Parker JE, Crowder DW, Eigenbrode SD, Snyder WE. Trap crop diversity enhances crop yield. *Agric Ecosyst Environ* 2016;232:254–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.011>.
- Sarkar SC, Wang E, Wu S, Lei Z. Application of Trap Cropping as Companion Plants for the Management of Agricultural Pests: A Review. *Insects* 2018;9:128. <https://doi.org/10.3390/insects9040128>.
- Scholte K, Vos J. Effects of potential trap crops and planting date on soil infestation with potato cyst nematodes and root-knot nematodes. *Ann Appl Biol* 2000;137:153–64. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2000.tb00047.x>.
- Shelton AM, Badenes-Perez FR. Concepts and applications of trap cropping in pest management. *Annu Rev Entomol* 2006;51:285–308. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.150959>.
- Shrestha B, Finke DL, Piñero JC. The ‘Botanical Triad’: The Presence of Insectary Plants Enhances Natural Enemy Abundance on Trap Crop Plants in an Organic Cabbage Agro-Ecosystem. *Insects* 2019;10:181. <https://doi.org/10.3390/insects10060181>.
- Snyder WE. Give predators a complement: Conserving natural enemy biodiversity to improve biocontrol. *Biol Control* 2019;135:73–82. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.04.017>.
- Srinivasan K, Moorthy PNK. Indian mustard as a trap crop for management of major lepidopterous pests on cabbage. *Trop Pest Manag* 1991;37:26–32. <https://doi.org/10.1080/09670879109371532>.
- Stern V, Mueller A, Sevacherian V, Way M. Lygus bug control in cotton through alfalfa interplanting. *Calif Agric* 1969.
- Tomaseto AF, Marques RN, Fereres A, Zanardi OZ, Volpe HXL, Alquézar B, et al. Orange jasmine as a trap crop to control *Diaphorina citri*. *Sci Rep* 2019;9:2070. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38597-5>.

CAPÍTULO 12

DECISIONES DE LOS AGRICULTORES CON RESPECTO A LA GESTIÓN DEL SUELO: ENFOQUES PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL, SOCIAL Y ECONÓMICA EN EL ÁMBITO DE LA EXPLOTACIÓN AGRARIA

*Carolina Alfonsín¹, Martin Banse², Jo Bijttebier³,
Javier Calatrava⁴, Ricardo Méndez Escobar¹, Paul
Swagemakers⁵, Hilde Wustenberghs³ y Eija Pouta⁶*

¹ CONTACTICA, C/ Embajadores, 187. Planta 4 | 28045
Madrid, España

² Instituto Thünen de Análisis de Mercado, Bundesallee
63, 38116 Braunschweig, Alemania

³ Instituto de Investigación de Agricultura, Pesca
y Alimentación de Flandes (ILVO), Burg. Van
Gansberghelaan 115 box 2, 9820 Merelbeke, Bélgica

⁴ Universidad Politécnica de Cartagena, Departamento de
Economía Empresarial, Pza. del Cronista Isidoro Valverde,
Edif. La Milagrosa, C.P. 30202 Cartagena, Spain

⁵ Universidad de Vigo, Departamento de Economía
Aplicada, Lg Campus Lagoas Marcosende, Vigo
Pontevedra 36310, España,

⁶ Luonnonvarakeskus (Luke), latokartanonkaari 9, 00790
Helsinki, Finlandia

RESUMEN

Los agricultores, con sus decisiones de producción, son un agente clave en la gestión de los suelos agrarios. En sus decisiones pueden tener en cuenta las múltiples dimensiones de la sostenibilidad: ingresos monetarios que genera la producción agrícola, protección y mejora de los recursos naturales tales como la calidad del suelo, y aspectos sociales y culturales de la actividad agrícola. En este capítulo trataremos brevemente los diferentes enfoques analíticos que puede utilizarse para comprender, predecir y facilitar las decisiones de los agricultores: el enfoque económico, la teoría del comportamiento previsto desde un punto de vista de la psicología social y el análisis del ciclo de la vida, que se centra en los aspectos ambientales de evaluación de la producción, y que integra varios aspectos de la sostenibilidad.

Palabras clave: propietarios de tierras, comportamiento de los agricultores, decisiones económicas; sostenibilidad; análisis de ciclo de vida

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura sostenible “conserva la tierra, el agua y los recursos genéticos de animales y plantas, y no degrada el medioambiente, es técnicamente apropiado, económicamente viable y socialmente aceptable” (FAO, 1989). Por lo tanto, el concepto de sostenibilidad integra múltiples dimensiones. En este capítulo, analizaremos brevemente las estrategias que pueden ayudar a la toma de decisiones de los agricultores para adaptar sus explotaciones a aumentar la sostenibilidad mediante la gestión del suelo.

Desde una perspectiva socio económica, la mayoría de los agricultores perciben la optimización de la explotación agrícola en función de los ingresos monetarios que ésta les genera. Los agricultores tienen que ganarse la vida, pero algunas de sus prácticas agrícolas protegen y mejoran los recursos naturales (ej. mejorando la estructura o biodiversidad del suelo), mientras que otras causan un impacto negativo en el medioambiente (ej. los fertilizantes y pesticidas que contaminan los recursos del suelo y de las aguas, resultando en externalidades como puede ser la contaminación del agua potable). La adaptación presente y futura, con la ayuda de las políticas agroambientales, a las vulnerabilidades ambientales y de los recursos naturales que van surgiendo, puede dar lugar a ajustes en el uso del suelo y a prácticas agrícolas que restauren su biodiversidad.

Se pueden identificar tres aspectos diferentes, aunque interdependientes entre sí, que conforman la manera en la que los agricultores optimizan su sistema de cultivo y, a su vez, la gestión de su explotación agrícola y la forma de tomar decisiones (van der Ploeg y Ventura, 2014):

1. Nociones o ideas sobre “como gestionar la tierra”, es decir, el motor y las motivaciones que llevan a trabajar la tierra, y que están basadas en la realidad y las necesidades de la gente que se dedica a la agricultura, así como en sus creencias culturales;
2. Prácticas agrícolas reales, es decir, las actuaciones estratégicas que son una expresión de esas creencias;
3. Distintos tipos de relaciones internas y externas, tales como las que se establecen con los mercados y la tecnología, así como con la administración y las políticas.

El reto que se presenta a los agricultores de incluir aspectos de sostenibilidad ambiental, económica y social al diseñar sus sistemas agrícolas es cada vez mayor. Esto afecta a los tres aspectos, dependientes entre sí, que los agricultores tienen que tener en cuenta para tomar decisiones, y que requieren un análisis de los sistemas agrícolas en base a ciertos indicadores. A su vez, estos pueden ayudar a los agricultores a reorientar su producción agrícola hacia la sostenibilidad ambiental, social y económica en el contexto de su explotación agrícola.

En las próximas secciones, analizaremos brevemente diferentes enfoques teóricos, para comprender y facilitar las decisiones que los agricultores han de tomar con respecto a la sostenibilidad. Estos enfoques pueden ayudar a evaluar las prácticas de gestión y los sistemas de cultivo desde un punto de vista ambiental y socioeconómico, mediante la construcción de un marco que permita la evaluación de costes y beneficios de las prácticas de gestión, para mejorar la calidad y biodiversidad del suelo.

2. LA DECISIÓN ECONÓMICA DE LOS AGRICULTORES

Los agricultores son un grupo heterogéneo con diferentes valores, objetivos y prácticas. Tienen que ganarse la vida, y las estrategias de sus explotaciones agrícolas suelen estar basadas en la economía, que implícita o explícitamente supone un conflicto entre recursos económicos y ambientales. Los agricultores a menudo optimizan su producción agrícola en función de lo que “contribuye” y lo que “no sobrepasa los límites”.

Los distintos agricultores optimizan sus explotaciones agrícolas de forma diferente, adaptando sus sistemas agrícolas a sus ideas y motivaciones. La forma en la que producen alimentos está influenciada por los mercados y las políticas, que determinan cómo la producción agrícola se convierte en un ingreso. Sus decisiones, en la mayor parte de las ocasiones, representan la forma en que los agricultores se ven a sí mismos, su producción agrícola y lo que perciben que otros (expresado mediante los mercados y las políticas) quieren que se produzca y, en definitiva, cómo se comportan. Los costes y los riesgos (con respecto tanto a la actividad agrícola como a la venta de sus productos) influyen en la manera en que los agricultores optimizan sus sistemas agrícolas y, a su vez, en las decisiones que toman. A la hora de mantener sus negocios agrícolas, las diferentes ideas y motivaciones de los agricultores influyen en sus decisiones sobre la gestión de sus explotaciones, lo que los lleva a adoptar prácticas agrícolas diferentes. Por ejemplo, los agricultores pueden hacer que el riesgo de degradación ambiental pase de suponer un coste externalizado a convertirse en un activo valioso de la explotación. La optimización de la biodiversidad del suelo y su capacidad productiva, así como el valor añadido de unos productos alimentarios ambientalmente saludables, pueden, por una parte, reducir costes (comprando menos insumos en el mercado), y por otra, mejorar los ingresos generados por la actividad agrícola (mediante precios más altos pagados como resultado de una mejor calidad, combinado con regímenes de subvenciones).

Para realizar un análisis económico se deben responder ciertas cuestiones como: ¿Qué importancia tiene un suelo saludable para la actividad económica del agricultor?; ¿Qué prácticas agrícolas dan como resultado un suelo saludable?; ¿Cómo valoran los agricultores la salud del suelo?; ¿Qué pueden aprender para mejorar la salud del suelo?; ¿Podrían la salud del suelo y, más específicamente, la biodiversidad del suelo aportar indicadores relevantes para evaluar el rendimiento agrícola?; ¿Cómo pueden sostener los agricultores la economía de la producción agrícola?

3. MOTORES Y BARRERAS QUE INFLUYEN EN LAS DECISIONES DE LOS AGRICULTORES

La teoría del comportamiento planeado (del inglés “theory of planned behaviour” (TPB)), que proviene del ámbito de la psicología social, se puede utilizar como marco para conocer los motores y las barreras que llevan a los agricultores a adoptar ciertas prácticas de gestión del suelo (Ajzen, 1988; 1991). De acuerdo con esta teoría, la intención de los agricultores de adoptar una práctica o tecnología concreta viene determinada por el grado en el que el agricultor evalúa positiva o negativamente su utilidad (actitud), el sentimiento de presión social por parte de otros (llamados referentes) para adoptar esta práctica (norma subjetiva) y las creencias de los agricultores sobre la facilidad o dificultad de aplicarla satisfactoriamente (control del comportamiento percibido) (Figura 12.1). Combinando la actitud, la norma subjetiva y el control del comportamiento percibido, se consigue la intención positiva o negativa de poner en práctica un comportamiento real. Según la teoría del comportamiento planeado, cuanto mayor sea la intención del agricultor de adoptar una práctica, más probable será que también la utilice.

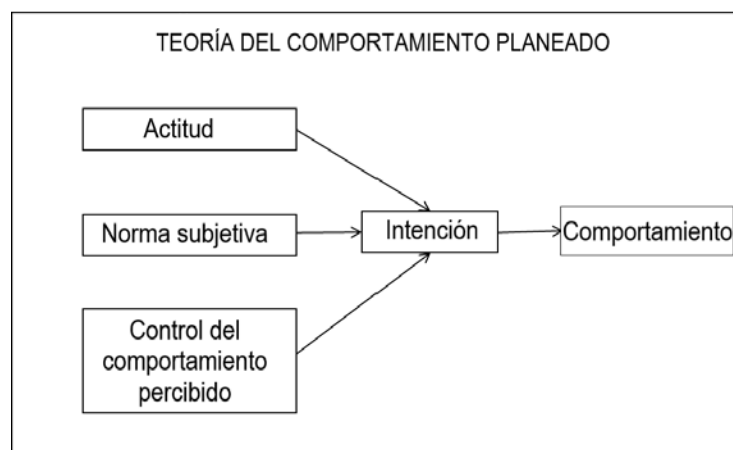


Figura 12.1. Teoría del comportamiento planeado

La actitud se forma por la creencia de que el comportamiento está asociado a una serie de resultados, sopesado por el análisis de dichos resultados. Este análisis es el valor que el agricultor da a sus resultados, ej. lo importante que es para el individuo en cuestión tener una buena estructura del suelo. La norma subjetiva viene determinada por las prácticas que el agricultor percibe que los demás (referentes) consideran que debería adoptar, y por la motivación del agricultor para satisfacer esos referentes. Finalmente, las percepciones del control del comportamiento están determinadas por la creencia de que una serie de factores de control facilitan u obstruyen el comportamiento, sopesado por el impacto esperado que causarían esos factores si existieran. Todas estas creencias subjetivas subyacentes influyen en la intención que pueda tener un agricultor de adoptar unas prácticas determinadas, y actúan como motores o barreras cognitivos que fomentan o disuaden al agricultor de adoptarlas.

La aplicación del TPB se divide en varias fases. Se inicia con entrevistas semiestructuradas que identifican los resultados, los referentes y los factores de control para cada sistema de gestión, seguidos de una

encuesta a gran escala que evalúa las creencias de los agricultores sobre los factores de control, los resultados y los referentes relacionados con cada una de las prácticas. Los resultados pueden revelar información sobre lo que convence y desanima a los agricultores a utilizar unas prácticas o tecnologías concretas.

4. ANÁLISIS AMBIENTAL - ACV

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se puede utilizar para cuantificar muchos de los impactos ambientales de las actividades económicas. Las nuevas prácticas agrícolas que los agricultores adoptan pueden modificar el impacto que la explotación causa al medioambiente. El ACV tiene en cuenta el ciclo completo, desde la extracción de la materia prima, a través de la transformación, producción y transporte hasta el consumo del producto final. La interpretación del análisis debe seguir un sistema basado en criterios y categorías múltiples, con el fin de evitar tener que hacer grandes modificaciones cuando se estudien las consecuencias de las estrategias innovadoras de gestión agrícola (Wegener et al., 1996).

Según los estándares internacionales ISO 14040:2006, los estudios del ACV se dividen en cuatro fases interconectadas que consisten en: la definición del objetivo y el alcance de la evaluación, la recogida de datos relevantes, el análisis del impacto del ciclo de vida y la interpretación de los resultados.

Los resultados del ACV dependen de la calidad de los datos manejados y de la variedad y calidad (la exhaustividad y solidez) del método utilizado para el análisis del impacto del ciclo de vida. En sectores complejos, tales como el agroalimentario, incluir todas las variables relevantes y sus correspondientes impactos en el estudio es una tarea muy complicada. Se han desarrollado diferentes metodologías para minimizar la incertidumbre de los resultados y para armonizar el procedimiento que se ha de utilizar en el estudio del ACV del sector. La elección de la metodología adecuada y del método de análisis del impacto, y la correcta definición de los objetivos y el ámbito de actuación, son determinantes para obtener conclusiones significativas.

5. ANÁLISIS INTEGRAL DE LA SOSTENIBILIDAD EN EL ÁMBITO DE LA EXPLOTACIÓN AGRÍCOLA

El análisis de la sostenibilidad tiene como objetivo dar directrices para la toma de decisiones, tanto en el ámbito político como en el de la explotación agrícola (Sala et al., 2015). El Análisis de la Sostenibilidad de los Sistemas Agrícolas y Alimentarios (SAFA por sus siglas en inglés) de la FAO de 2013, proporciona un marco holístico para evaluar las cuatro dimensiones de sostenibilidad, es decir, la integridad ambiental, la resiliencia económica, el bienestar social y la buena gobernanza, en 21 temas y 58 subtemas (Figura 12.2).

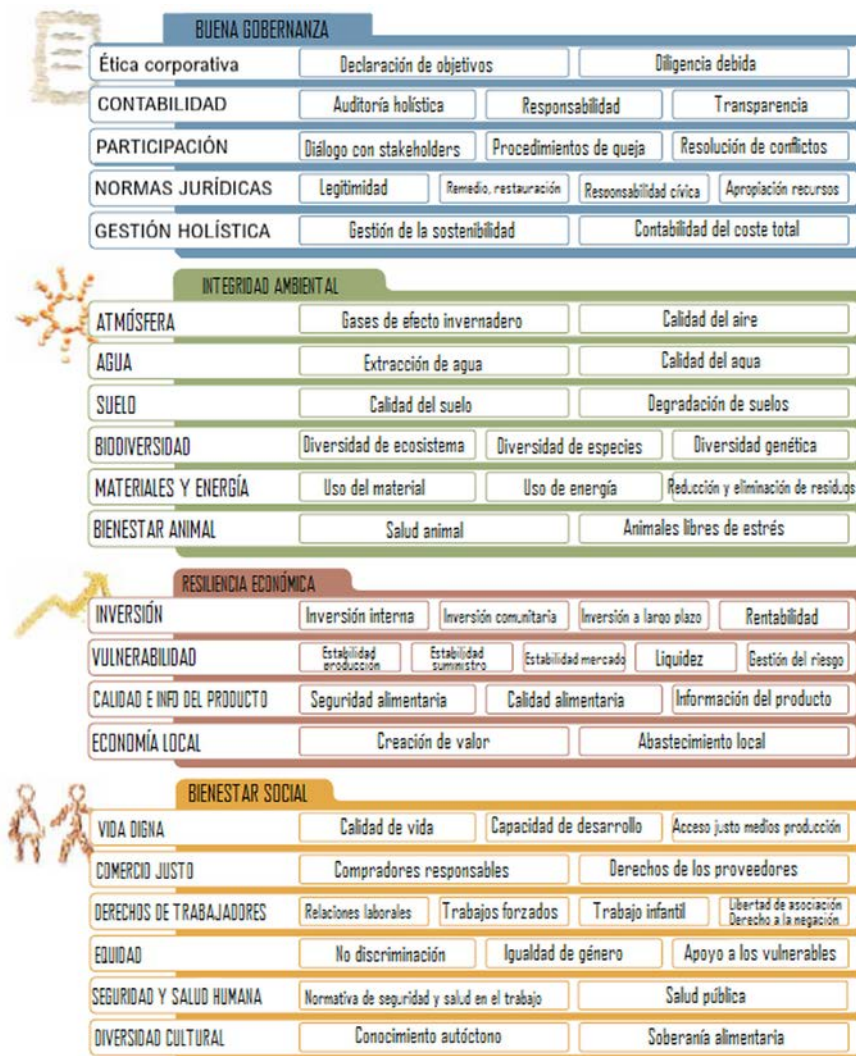


Figura 12.2. Marco SAFA con las cuatro dimensiones de sostenibilidad y los temas y subtemas en cada una de las dimensiones.

Para utilizar este marco analítico, se comienza determinando el nivel de evaluación o de límites operativos (FAO, 2013; Rogasik et al., 2014). Puesto que la optimización de las prácticas para mejorar la estructura del suelo o su biodiversidad está situada en el ámbito de la explotación agraria, el análisis integral de la sostenibilidad se realiza en este nivel, con los límites de la explotación agrícola como límite del sistema. Se evalúan las consecuencias directas de las prácticas agrarias, así como las consecuencias indirectas que resultan del uso de insumos externos. No se tienen en cuenta los efectos causados, por ejemplo, por el transporte o el procesamiento de los productos agrícolas más allá de los límites de la explotación.

A continuación, el marco conceptual tiene que ser traducido a indicadores. Los indicadores son variables que señalan, proporcionan información o describen el estado de los fenómenos que son difíciles de medir directamente (por ejemplo, la vida del suelo). Miden la rentabilidad o reflejan los cambios de las actividades, proyectos o programas. Se considera que los indicadores son herramientas fáciles de usar para los agricultores, ya que simplifican el sistema, informan y fomentan la toma de decisiones (Girardin et al., 1999; Hák et al., 2007; UNIDS, 2010). Se pueden distinguir tres tipos de indicadores: (1) indicadores basados en un objetivo, que evalúan si los planes o las políticas están en su lugar; (2) indicadores basados en la práctica o en los medios, que son indicadores que evalúan las prácticas agrícolas o los medios técnicos; (3) indicadores basados en la rentabilidad o en los efectos, que se utilizan para evaluar el impacto de las prácticas agrícolas (FAO, 2013). Del nivel (1) al (3) los indicadores van ganando relevancia, en el sentido de acercarse más a la realidad del impacto que se pretende evaluar, pero también requieren más información y modelos más complejos, lo que reduce la viabilidad de las mediciones (Pauraudeau y van der Werf, 2005).

Escoger un conjunto de indicadores relevantes y viables para el análisis de la sostenibilidad en el contexto de la explotación agrícola supone un reto. Más que eso, ya que necesitan apoyar las decisiones estratégicas que toman los agricultores, lo cual es vital a la hora de adoptar prácticas sostenibles. Por lo tanto, una adecuada interacción entre agricultores, consejeros y expertos es la clave para llevar a la práctica el proceso de evaluación de la sostenibilidad (Coteur et al., 2020).

REFERENCIAS

- Ajzen I. The theory of planned behavior. *Organ Behav Hum Decis Process* 1991;50:179–211. [https://doi.org/10.1016/0749-5978\(91\)90020-T](https://doi.org/10.1016/0749-5978(91)90020-T).
- Ajzen I. Attitudes, personality, and behavior. Chicago, IL : Dorsey Press,; 1988.
- Coteur I, Wustenberghs H, Debruyne L, Lauwers L, Marchand F. How do current sustainability assessment tools support farmers' strategic decision making? *Ecol Indic* 2020;114:106298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106298>.
- FAO. SAFA Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems. Guidelines, version 3.0. Food and Agriculture Organization, Rome 2013:253.
- FAO. Development and Natural Resources Management. Part 3. State Food Agric., 1989, p. 65.
- Girardin P, Bockstaller C, Werf H Van der. Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems. *J Sustain Agric* 1999;13:5–21. https://doi.org/10.1300/J064v13n04_03.
- Hák T, Moldan B, Dahl AL. Sustainability Indicators: A Scientific Assessment. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) Series, Book 67. Island Press, Washington DC; 2007.
- Payraudeau S, van der Werf HMG. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agric Ecosyst Environ* 2005;107:1–19. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>.
- van der Ploeg JD, Ventura F. Heterogeneity reconsidered. *Curr Opin Environ Sustain* 2014;8:23–8. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.07.001>.
- Pope J, Bond A, Hugé J, Morrison-Saunders A. Reconceptualising sustainability assessment. *Environ Impact Assess Rev* 2017;62:205–15. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.11.002>.
- Rogasik H, Schrader S, Onasch I, Kiesel J, Gerke HH. Micro-scale dry bulk density variation around earthworm (*Lumbricus terrestris* L.) burrows based on X-ray computed tomography. *Geoderma* 2014;213:471–7. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.034>.
- Sala S, Ciuffo B, Nijkamp P. A systemic framework for sustainability assessment. *Ecol Econ* 2015;119:314–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.015>.
- UNAIDS. An introduction to indicators. UNAIDS Monitoring and Evaluation Fundamentals. Geneva: 2010.
- Wegener SA, Kleijn R, Meeusen-van OMJG, Leneman H, Sengers HHWJM, Zeijts H van, et al. Application of LCA to agricultural products. 1996.

Soildiver





Este proyecto ha recibido financiación del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea bajo el acuerdo de subvención nº 817819

WWW.SOILDIVERAGRO.EU