



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**CONSIDERACIONES Y POTENCIALIDADES DEL USO DE CULTIVOS
CUBIERTA EN LA RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS
AGRÍCOLAS EN CHILE**

PAULINA FERNANDA NIETO SOTO

**Santiago, Chile
2022**



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**CONSIDERACIONES Y POTENCIALIDADES DEL USO DE CULTIVOS
CUBIERTA EN LA RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS
AGRÍCOLAS EN CHILE**

**COVER CROPS USE CONSIDERATIONS AND POTENTIALITIES ON THE
RESTORATION AND CONSERVATION OF AGRICULTURAL SOILS IN CHILE**

PAULINA FERNANDA NIETO SOTO

**Santiago, Chile
2022**



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

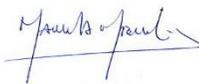
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

Consideraciones y potencialidades del uso de cultivos cubierta en la restauración y conservación de suelos agrícolas en Chile

Memoria para optar al título
Profesional de Ingeniera Agrónoma

PAULINA FERNANDA NIETO SOTO

		Calificaciones
PROFESORES GUÍAS		
Oswaldo Salazar Guerrero Ing. Agrónomo MS. Ph. D		7,0
Oscar Seguel Seguel Ing. Agrónomo Dr.		7,0
PROFESORES EVALUADORES		
Francisco Nájera de Ferrari Ing. Agrónomo Mg. Dr.		6,7
Marcela Medel M. Ing. Agrónoma, Enóloga M.S. Dra.		6,7

Santiago, Chile
2022

AGRADECIMIENTOS

A todo aquello que llenó de vida cada espacio de Antumapu durante mis gratos años bajo sus árboles, también a todos sus profesores y profesoras, funcionarios y funcionarias, compañeros y compañeras.

A mis profesores guía por la paciencia y la oportunidad de sacar lo mejor de mí al cerrar esta etapa.

A mis amigas y amigos, por mostrarnos y acompañarnos en lo bueno y lo malo, y siempre con la cara llena de risa; a sus hijas e hijos que llenan de esperanza y amor cada uno de nuestros panoramas.

A mi familia, porque hemos aprendido a decidir resistir y reinventarnos con tal de mantenernos unidos. Por amarnos y respetarnos por sobre todas las cosas.

A quienes están y a quienes estuvieron a mi lado, que dejan o dejaron una huella indeleble en mi vida y, sin querer, han dado alas a mis sueños.

A las idas, vueltas y revueltas... A esta revolución...

Gracias.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
MATERIALES Y MÉTODO.....	6
Materiales	6
Metodología.....	6
Revisiones de literatura.....	6
Literatura experimental.....	7
Tesis, Memorias de Título, Seminarios y otros.....	8
Análisis de la información.....	8
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	10
Cultivos cubierta en suelos agrícolas: servicios ecosistémicos frente a la degradación ..	10
Influencia de los CC en las propiedades del suelo	18
Propiedades físicas del suelo	19
Compactación del suelo.	21
Estructuración del suelo.	21
Infiltración y drenaje del agua en el suelo.	23
Propiedades químicas del suelo	24
Contenido y disponibilidad de nutrientes.....	26
Salinización, alcalinización y acidificación.	31
Propiedades biológicas del suelo	32
Materia y carbono orgánico del suelo.....	33
Diversidad y actividad de microorganismos.	38
Efecto en la dinámica y los flujos del agroecosistema	44
Control de procesos erosivos del suelo	44
Erosión por agua.....	49

Erosión por viento.....	51
Control de la dinámica y los flujos ambientales	53
Temperatura del suelo.....	55
Emisión de gases de efecto invernadero.....	56
Balance hídrico.....	59
Lixiviación.....	61
Efecto en el rendimiento del cultivo principal.....	63
Efecto en la biodiversidad	65
Biodiversidad de meso y macrofauna.....	66
Control de plagas y patógenos.....	68
Control de malezas.....	72
Tipos de cultivos cubierta y criterios de selección.....	74
Identificación y caracterización de los tipos de cultivos cubierta.....	74
Leguminosas.....	75
Gramíneas.....	76
Crucíferas.....	77
Especies nativas y espontáneas.....	78
Atributos de cultivos cubierta como criterios de selección	78
Cultivos cubierta como práctica de manejo sustentable de suelos agrícolas en Chile.....	87
Agricultura en Chile y ambientes topo-edafo-climáticos	89
Consideraciones y potencialidades en el manejo de los requerimientos nacionales.....	95
CONCLUSIONES	103
BIBLIOGRAFÍA	104
APÉNDICES	122
Apéndice 1	122

RESUMEN

La agricultura debe satisfacer la creciente demanda de alimentos, reducir el uso de insumos y minimizar los impactos ambientales negativos, lo que supone un desafío a superar, sobre todo en zonas con suelos degradados y en proceso de desertificación, como es el caso de Chile. Frente a esto, se ha determinado que promover la multifuncionalidad de los agroecosistemas es clave para aumentar la resiliencia y la sustentabilidad de la producción agrícola. De las prácticas conservacionistas, los cultivos cubierta (CC) brindan una gran amplitud de servicios ecosistémicos (SE) y se acoplan muy bien a la producción agrícola, disminuyendo riesgos ambientales y mejorando las propiedades del suelo. Por esto, se hizo una revisión y estudio bibliográfico detallado de esta práctica en los agroecosistemas; se presenta un análisis e interpretación de los aspectos más destacables del uso de los CC, informando sobre las consideraciones y potencialidades para su uso en las zonas agroecológicas chilenas, especialmente las del clima Mediterráneo. Los estudios revisados abarcaron aspectos de interés agronómico, observándose resultados altamente variables y efectos de compensación entre la prestación de un SE y otro, que depende de variables específicas de cada ambiente, dados por el manejo del sistema y el entorno natural, y de características propias de los atributos funcionales de cada especie de CC. En Chile los productores podrían obtener beneficios mediante el aprovechamiento de los SE brindados por los CC en todos los agroecosistemas; sin embargo, existen limitaciones importantes, especialmente por falta de información para que el diseño del agroecosistema permita tomar decisiones precisas y oportunas, relacionada al acceso al agua, atributos específicos de las especies, adaptación de maquinarias, además de normativas, incentivos y apoyo estatal deficientes, entre otras limitaciones que impiden la incorporación de la práctica y aumentan la probabilidad de deserción de los agricultores, truncando la obtención de los efectos más significativos capaces de ser alcanzados en el largo plazo.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, degradación del suelo, propiedades del suelo, agroecosistemas sustentables, mitigación ambiental.

ABSTRACT

Agriculture must meet the growing demand for food, reduce the use of inputs and minimize negative environmental impacts, which is a challenge to overcome, especially in areas with degraded soils and in the process of desertification, as is the case in Chile. Given this, it has been determined that promoting the multifunctionality of agroecosystems is key to increasing the resilience and sustainability of agricultural production. Of the conservation practices, cover crops (CC) provide a wide range of ecosystem services (SE) and are very well coupled to agricultural production, reducing environmental risks, and improving soil properties. For this reason, a review and detailed bibliographic study of this practice in agroecosystems was made; an analysis and interpretation of the most notable aspects of the use of CCs is presented, informing about the considerations and potentialities for their use in Chilean agroecological zones, especially those of the Mediterranean climate. The reviewed studies covered aspects of agronomic interest, observing highly variable results and compensation effects between the provision of one ES and another, which depends on specific variables of each environment, given by the management of the system and the natural environment, and of characteristics of the functional attributes of each CC species. In Chile, producers could obtain benefits by taking advantage of ES provided by CCs in all agroecosystems; however, there are important limitations, especially due to lack of information so that the design of the agroecosystem allows accurate and timely decisions to be made, related to access to water, specific attributes of the species, adaptation of machinery, in addition to deficient regulations, incentives and state support, among other limitations that prevent the incorporation of the practice and increase the probability of desertion by farmers, truncating the obtaining of the most significant effects capable of being achieved in the long term.

Keywords: Ecosystem services, soil degradation, soil properties, sustainable agroecosystems, environmental mitigation.

INTRODUCCIÓN

El proceso de degradación de suelos (DS) es causado por alteraciones naturales o antropogénicas y se evidencia en la pérdida de la capacidad actual o potencial del suelo de llevar a cabo funciones y servicios ecológicos, imposibilitando al sistema de lograr recuperarse por sí mismo (Lal, 2015a; PNUMA, 2007). Este estado degradado, no solo tiene implicancias económicas y sociales, sino que es un contribuidor protagónico del cambio climático que, a la vez, exacerba los impactos de la DS y reduce la viabilidad de opciones para evitar, reducir y revertir este círculo vicioso (FAO, 2017; IPBES, 2018; UNEP, 2019). Lo anterior genera pérdidas de suelo, mediante la erosión por agua o viento, y el deterioro de su calidad, mediante una degradación no erosiva de sus propiedades. Lo anterior se puede evidenciar a través de la pérdida de estructura, encostramiento, compactación, desbalance de agua, alterando las propiedades físicas; o a través del agotamiento y desbalance de nutrientes, acidificación, salinización, contaminación por metales traza, que afecta las propiedades químicas; o mediante el agotamiento de la materia orgánica del suelo (MOS) y una menor actividad y diversidad de microorganismos, empeorando las propiedades biológicas del suelo (Casanova *et al.*, 2013; IPBES, 2018; Kosmas *et al.*, 2013; Lal, 2015a; UNEP, 2019).

Sobre esto, Lal (2009) ha señalado que para asegurar una producción de alimentos adecuados y nutritivos se requiere un buen manejo y restauración de los suelos del planeta. Sin embargo, la vulnerabilidad de los suelos a la degradación depende de interacciones complejas entre procesos, factores y causas que convergen en un rango de espacio y tiempo determinados (FAO e ITPS, 2015; Foley *et al.*, 2005; Lal, 2015a). Por ejemplo, Casanova *et al.* (2013) enfatizan el estado crítico que enfrenta la protección, recuperación y conservación de los suelos en Chile, encontrándose en un escenario de altas concentraciones de CO₂ atmosférico, cambios drásticos en los regímenes de precipitación y avance de procesos de desertificación, exigiendo estrategias altamente sitio-específicas para restaurar su calidad y combatir la DS. Las alternativas de restauración corresponden a cualquier actividad intencional que inicie o acelere la recuperación del ecosistema desde un estado degradado (IPBES, 2018), con menores pérdidas y mayores eficiencias de uso de recursos (FAO, 2017; Foley *et al.*, 2005).

La estrategia principal se basa en el círculo virtuoso generado en la salud y calidad del suelo al incorporar prácticas que influyan positivamente en el carbono orgánico del suelo (COS) y que reestablezcan, diversifiquen y estabilicen la MOS (Chenu *et al.*, 2019). Para aumentar el suministro de COS, aumentando su capacidad de secuestro y almacenaje, se debe considerar el ciclo global del carbono (C), y evaluaciones económicas, sociales, culturales y ambientales (Chenu *et al.*, 2019). Usar labranza reducida, enmiendas orgánicas, rotaciones más complejas y cultivos cubierta (CC), son prácticas que buscan mejorar las propiedades del suelo en función del efecto que ejercen sobre el COS (Magdoff y Weil, 2004).

El mayor interés por el uso de CC en la última década, se debe al rol crucial que pueden jugar en la reducción de externalidades ambientales negativas y al aporte en la sustentabilidad de los sistemas productivos que los incorporen (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Los CC fueron

identificados por Reeves (1994) como cultivos establecidos para proteger el suelo de pérdidas erosivas y de nutrientes por escorrentía y lixiviación y, luego, definidos oficialmente en la *Encyclopedia of Soil Sciences* como cultivos para mejorar factores de conservación y calidad del suelo, aire y agua; para la absorción, ciclado y manejo de nutrientes, produciendo un incremento de las poblaciones de insectos benéficos; y/o para sistemas de pastoreo a corto plazo (Delgado *et al.*, 2006). Durante el último tiempo, se ha ampliado el estudio de estos servicios ecosistémicos (SE) a distintos sistemas productivos, condiciones ambientales y de manejo, con el fin de precisar cómo y en qué grado influye el uso de CC en los factores mencionados y otros con implicancias directas o indirectas en el agroecosistema como, por ejemplo, su impacto en la biodiversidad (Blanco-Canqui *et al.*, 2011, 2015; Blanco-Canqui, 2018; García-González *et al.*, 2018; Roesch-Mcnally *et al.*, 2018; Wittwer *et al.*, 2017).

Los estudios que buscan evaluar la multifuncionalidad ecosistémica de los CC, revelan una capacidad de reducir la erosión, por agua o viento, y la compactación del suelo, mejorando las propiedades estructurales e hidráulicas de este y aumentando el COS, la actividad microbiana y el reciclaje de nutrientes, y disminuyendo el riesgo de contaminación difusa hacia cuerpos de agua, entre otros efectos investigados (Antosh *et al.*, 2020; Baginsky *et al.*, 2010; Blanco-Canqui, *et al.*, 2013b; Brunetto *et al.*, 2017; Cates *et al.*, 2019; Gabriel, *et al.*, 2012a; Gabriel, *et al.*, 2012b; Nouri *et al.*, 2019; Novara *et al.*, 2011; Ovalle *et al.*, 2010; Salazar *et al.*, 2019; Sastre *et al.*, 2017; Seguel *et al.*, 2013; Shelton *et al.*, 2018). Sin embargo, y de manera similar a las otras prácticas asociadas a la prevención de la DS, el alcance de los SE del suelo promovidos por los CC depende del clima, tipo de suelo, contenido inicial de COS, especies utilizadas y permanencia en el campo, entre otras variables, como producción de biomasa y método de terminación, que afectan en distinta medida los resultados esperados (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Blanco-Canqui y Ruis, 2018; Finney *et al.*, 2017b; Gabriel *et al.*, 2016; Gabriel y Quemada, 2011; Gómez *et al.*, 2018; Marinari *et al.*, 2015; Mitchell *et al.*, 2015, 2017; Novara *et al.*, 2019; Quemada *et al.*, 2020; Salazar *et al.*, 2020). Por ejemplo, se pueden establecer CC de leguminosas, gramíneas o brassicas, solas o en mezcla, reemplazando el barbecho durante el invierno o como cobertura permanente en huertos frutales; pueden incorporarse como “abono verde”, segarse para su uso externo, como forraje animal o biocombustibles, o dejarse como mulch, entre otras opciones de manejo que responden a las necesidades y condiciones del agroecosistema.

La alta variabilidad, tanto en el estado y susceptibilidad de los suelos de Chile a la degradación como en los efectos esperados de los SE de los CC, genera una incertidumbre del real éxito del uso de los CC y crea la necesidad de recolectar, analizar, evaluar e interpretar la información disponible respecto al alcance de los SE en distintos agroecosistemas. Por consiguiente, este trabajo tiene como fin esclarecer las ventajas que son capaces de ofrecer los CC y los potenciales beneficios capaces de ser alcanzados por los CC, que permitan satisfacer la urgencia innegable de adoptar y extender el uso de prácticas de restauración y conservación de los suelos de las distintas zonas agroecológicas del país.

Objetivos:

- Sintetizar y discutir los estudios publicados respecto del uso de CC en distintos agroecosistemas como práctica de restauración y conservación de suelos.
- Analizar, interpretar y resaltar las consideraciones y potencialidades del uso de CC para las distintas zonas agroecológicas de Chile, con especial énfasis en la zona de clima Mediterráneo.

MATERIALES Y MÉTODO

Materiales

La información para el presente estudio fue recolectada entre el 1 de mayo y el 30 de septiembre del año 2020. A través de la búsqueda de información vía sistema VPN de la Universidad de Chile, se obtuvo acceso a las bases de datos virtuales que dispone la Universidad para la realización de la monografía en: <https://www.uchile.cl/bibliotecas>. En este sitio, se tuvo acceso a libros electrónicos, revistas especializadas y las bases de datos ISI-Web of Science, Scopus, Science Direct, EBSCO, Wiley, Nature, Springer, Oxford U. Press, IEEE, Westlaw Chile, ACS, JSTOR, Sage Journals y Digitalia. Además, se revisará el Repositorio de Tesis de la Universidad de Chile en: <https://repositorio.uchile.cl>

Metodología

Este trabajo monográfico ha sido elaborado a partir de una exhaustiva revisión bibliográfica, realizada de manera progresiva, aproximándose sucesiva y sistemáticamente hacia cada tópico a investigar a modo de estructurar y organizar la línea discursiva del estudio. Primeramente, se originó la estructura lógica del estudio en forma de índice preliminar, en donde figuraron las primeras agrupaciones y subagrupaciones correspondientes a las partes y secciones del trabajo. Lo anterior, para facilitar la delimitación del tema a medida que se logran mayores niveles de profundización, con el fin de ir circunscribiendo el ámbito sobre el cual se desarrolló finalmente la monografía.

La información se obtuvo de diferentes tipos de publicaciones y revistas, contando cada una con sus propios criterios y filtros de búsqueda y selección. En primer lugar, se buscaron trabajos de revisión bibliográfica, luego trabajos experimentales y en último lugar tesis, libros y actas de seminarios o congresos.

Revisiones de literatura

Mediante Web of Science, se buscaron artículos en formato *review* que contuvieran las palabras en inglés “cover crops”, “catch crops” o “service crops” y a su vez contuvieran alguna de las siguientes: “soil degradation”, “soil restoration”, “soil conservation”, “soil properties”, “agricultural system”, “agroecosystem” y “ecosystem services”. Luego, se seleccionaron los trabajos publicados en revistas con un índice de factor de impacto superior o igual a 3,0. Se definió un rango de tiempo no mayor a 5 años de antigüedad (2016-2020) para comenzar la revisión, pero posterior a eso se incluyeron trabajos representativos del área

previos al año 2016, bajo el criterio de un alto número de referencias hacia dicho trabajo, así como su publicación en una revista relevante. También se incluyeron comunicaciones u opiniones. Además, se buscaron de manera particular aquellas publicaciones encontradas en las revisiones de manera recurrente y que ayudan a circunscribir el marco teórico del problema a abordar.

Literatura experimental

Mediante Web of Science, se buscaron trabajos experimentales que contuvieran las palabras en inglés “cover crops” o “catch crops” o “service crops” y a su vez contuvieran alguna de las siguientes: “soil degradation”, “soil restoration”, “soil conservation”, “soil properties”, “agricultural system”, “agroecosystem” y “ecosystem services”. Luego, se seleccionaron los trabajos publicados en revistas con un índice de factor de impacto igual o superior a 1,6. Se definió un rango de tiempo no mayor a 10 años de antigüedad de su publicación (2011-2020) para comenzar la revisión, pero posterior a eso se incluyeron trabajos representativos del área previos al año 2011, nuevamente, bajo el criterio de un alto número de referencias hacia el trabajo, así como su publicación en una revista de alto impacto. Además, se buscaron de manera particular aquellas publicaciones encontradas de manera recurrente en los estudios y que aporten a la contextualización y discusión del problema a abordar. Por último, se consideraron aquellos trabajos llevados a cabo en ambientes edafoclimáticos similares a los del país, concentrándose en el clima mediterráneo, para luego incluir algunos ejemplos de clima árido y templado lluvioso. Luego de revisar los trabajos, se excluyeron también los ensayos que incluían aplicaciones de guano o cama de aves de corral y los datos obtenidos de simulaciones/modelamientos no fueron considerados, más sí sus conclusiones a modo de proyección.

La información fue organizada para lograr distinguir entre efectos de su uso en un corto, mediano y largo plazo. Para esto, y basándose en el análisis preliminar de algunas de las publicaciones seleccionadas (publicaciones de revistas con un índice de impacto relevante), se crearon las subcategorías de CC temporal (CC_{temp}), CC anual (CC_{anu}) y CC permanente (CC_{perm}); en donde se usa el término “temporal” para expresar el uso del CC en un ciclo corto dentro de una temporada de cultivo, mientras que, “anual” se usa para expresar el uso del CC a lo largo de una temporada, es decir, incluido dentro de la planificación de rotación de cultivos, mientras que, la característica de “permanente” corresponde al uso del CC de manera continua entre temporadas. Los resultados declarados de cada estudio fueron asignados a estas divisiones según la metodología del o los ensayos experimentales, categorizándolos según los siguientes criterios:

- CC_{temp} : Cuando los resultados provenían de ensayos que incluían al CC por vez única, durante parte de una temporada, o dentro de la rotación anual, pero, por un periodo de uso menor a tres años. Y, que aplicaran métodos de terminación, como herbicidas o labranza.

- CC_{anu}: Cuando los resultados provenían de ensayos que incluían al CC dentro de las rotaciones anuales y por períodos mayores a 3 años. También, incluyendo métodos de terminación para cada temporada.
- CC_{perm}: Cuando los resultados provenían de ensayos que incluían al CC como cobertura permanente, por ende, sin un método de terminación. Además, no se consideró un mínimo de años de uso para esta categoría.

Respecto a esta última categoría, existen otras palabras claves que no fueron incluidas en esta búsqueda que permitirían un estudio de mayor profundidad solo para esta clasificación, como es “permanent cover”, “intercropping” o “living mulch”.

Tesis, Memorias de Título, Seminarios y otros

Mediante la plataforma de la Biblioteca de la Universidad de Chile, se buscaron las revisiones y trabajos experimentales que podrían no haber sido encontrados anteriormente, poniendo énfasis en publicaciones chilenas. Se utilizaron las mismas palabras que en las búsquedas en Web of Science, para luego repetirla en sus traducciones al español.

En este trabajo monográfico, se buscó definir las implicancias del uso de CC como herramienta de restauración y conservación de los suelos de las distintas zonas agroecológicas de Chile. Para esto se identificaron las variables medibles capaces de expresar la condición del suelo y se correlacionaron con los resultados recopilados de la literatura, los que se organizaron en 7 cuadros y se muestran en cuadros resúmenes con sus citas bibliográficas en el Apéndice 1. La información recabada se utilizó, además, para el desarrollo de recursos didácticos sintéticos, como mapas conceptuales, gráficos, tablas comparativas, entre otros, que aportan a la comprensión de datos, procesos e interacciones complejas que se evidencien en el tema de estudio. Como producto, se brinda una discusión sólida respecto de la necesidad de incorporar y extender el uso de los CC, para ayudar a perfeccionar las estrategias de manejo para la recuperación y conservación del suelo en las distintas zonas productivas del país. Finalmente, a modo de síntesis, se ofrece una zonificación del país con las áreas con mayor potencial de uso y beneficio de los CC dentro de sus sistemas agroecológicos, cerrando con una breve conclusión de lo expuesto.

Análisis de la información

Con los datos recopilados de ensayos con CC establecidos en ambientes agroecológicos de Chile o semejantes, se realizaron cuadros resúmenes con las variables consideradas por los investigadores para evaluar los efectos de la incorporación de los CC, a modo de realizar una escala de valoración de los efectos de los CC sobre dichas variables medidas (pH, contenido de nutrientes, densidad aparente, estabilidad de agregados, distribución de tamaño de poros,

compactación, infiltración, resistencia a la penetración, conductividad hidráulica, contenido de MOS, actividad microbiana, entre otros), considerando efectos de mejora, perjuicio o sin efecto para cada propiedad. Estos cuadros resúmenes, conforman un recurso importante de evaluación e interpretación, aportando sustento a las discusiones y conclusiones del estudio. Así mismo, esta tabla de valoraciones también constituye una base de datos jerarquizada con la identificación y los elementos más importantes de los trabajos revisados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cultivos cubierta en suelos agrícolas: servicios ecosistémicos frente a la degradación

Con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, convocada el 2005 por la Organización de Naciones Unidas (ONU), que proporcionó una valoración científica sobre la condición y tendencias en los ecosistemas del mundo, los servicios que proveen y las opciones para restaurar, conservar o mejorar su uso sostenible, se determinó que la degradación de los SE empeoraría considerablemente durante la primera mitad del presente siglo. Esto, requiere de opciones factibles para conservar o fortalecer servicios específicos del ecosistema que permitan revertir su degradación y satisfacer la creciente demanda de sus bienes y servicios. Como balance final, declaran que la actividad humana, al ejercer tal presión sobre las funciones naturales de la Tierra, arriesga la capacidad de los ecosistemas del planeta de sustentar las generaciones futuras (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Desde entonces, el concepto y las prácticas que potencien los SE en los agroecosistemas han tomado fuerza. Muchos estudios se han centrado en lograr definir qué es un SE, no existiendo pleno consenso entre las áreas de estudio de interés (agronomía, economía, sociología, ecología, política) y sus distintas perspectivas, levantando incluso debates éticos respecto del uso del concepto (Jax *et al.*, 2013). Así mismo, algunos investigadores consideran que su aplicación es arbitraria y que las metodologías son inconsistentes y discordantes entre los diversos ensayos, dificultando una comparación significativa de resultados y conclusiones de los estudios que buscan medir cuantitativamente los SE (Barral *et al.*, 2015; Finney *et al.*, 2017a; Fisher *et al.*, 2009; Mace *et al.*, 2012; Reyers *et al.*, 2013; Schipanski *et al.*, 2014; Shackelford *et al.*, 2019). Además, la medición de los beneficios que se pueden obtener hacia el desarrollo de la vida humana es compleja y modela los métodos y los objetivos de evaluar un ecosistema y los servicios que provee.

Fisher *et al.* (2009) proponen que los SE son aspectos de los ecosistemas aprovechados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano; estructura, procesos y/o funciones ecosistémicas que se convierten en servicios al ser consumidos o utilizados por la humanidad, directa o indirectamente. Por ejemplo, consideremos el proceso de fijación de N por parte de una cobertura de leguminosas en el que uno de sus resultados es el aumento de N del suelo; este proceso es un servicio que un productor agrícola utilizaría al igual que el N del suelo, pero de manera indirecta el primero y de manera directa el segundo; y luego, el N utilizado como fertilizante para su cultivo, disminuyendo el costo de fertilización entre otros efectos posibles, corresponden a un beneficio de estos SE. Así, el beneficio es el efecto directo en el bienestar humano y, probablemente, el punto en el que se necesite conocimiento y herramientas para lograr la ganancia en el bienestar.

Luego, Seppelt *et al.* (2011) otorgando a los SE la categoría de paradigma dentro del manejo ecosistémico, orientan el concepto a su uso en el desarrollo de políticas e instrumentos al

brindar una pauta coherente para su aplicación, que aportaría credibilidad a los resultados de estudios individuales de manera de facilitar generalizaciones a partir de ellos. Así, el ideal holístico de investigar los SE consta de cuatro etapas: i) realismo biofísico de los datos y modelos del ecosistema; ii) consideración de las compensaciones locales, referidas a la retroalimentación existente entre los procesos ecológicos que resultan en patrones temporales y espaciales de ganancias y pérdidas, en donde las respuestas de los SE frente a algún cambio son diferenciadas; iii) reconocimiento de efectos fuera del lugar; y iv) participación integral pero crítica de las partes interesadas en los estudios de evaluación (Seppelt *et al.*, 2011). Entonces, para dar información relevante sobre el estado biofísico pasado o futuro potencial, los SE serían buenos indicadores ecológicos de gestión de sistemas humano-ambiente, considerando que sus modificaciones afectan el bienestar humano y la valoración respectiva (Müller y Burkhard, 2012).

Por otro lado, se ha manifestado la importancia de concebir las funciones del ecosistema desde un enfoque más integral y biocéntrico que sus servicios, que pueden ser identificados y evaluados individualmente. Esclareciendo que las funciones de los ecosistemas no son servicios, si no procesos ecológicos que actúan a nivel de ecosistema y generan flujos de servicios, se refuerza la idea de que su mantención es necesaria para asegurar el flujo sostenible de servicios; entonces, un servicio implicaría un intercambio de información y/o interacción, mientras que los bienes (o beneficios) serían los vehículos materiales para el disfrute de los servicios ambientales (La Notte *et al.*, 2017). Por ejemplo, la función que cumple el suelo en el ciclo de nutrientes es esencial para la vida del planeta, por lo que, el servicio brindado por los CC, al aportar al reciclaje de nutrientes, permite fortalecer dicha función. Así, al ser incorporados como abono verde, otorgan un beneficio de fertilización para los cultivos principales y de disminución de costos para el productor.

Dicho lo anterior, el uso del concepto de SE en el presente estudio se justifica al considerar únicamente agroecosistemas. Estos ecosistemas, considerando factores bióticos y abióticos y sus interacciones, son manejados para la producción agrícola (Faucon *et al.*, 2017) y su estructura y funcionalidad brindan diversos tipos de servicios de utilidad para el ser humano y su bienestar: i) servicios de aprovisionamiento (alimentos, combustible, fibra); ii) servicios de regulación (clima, inundaciones, enfermedades, descomposición de desechos, calidad del agua); iii) servicios de apoyo (necesarios para la producción de otros servicios; formación de suelo, ciclo de nutrientes, fotosíntesis o producción primaria); iv) servicios culturales (beneficios recreativos, estéticos, espirituales y otros no materiales) (Garbach *et al.*, 2014).

El suelo, componente protagónico de los agroecosistemas, brinda gran parte de los SE mencionados, con implicancias locales y globales: regulación del clima, provisión de alimento, fibra y combustible, regulación de la calidad del agua y aire, y sustentabilidad agrícola, entre otros (Palm *et al.*, 2014). Por esto, la DS al abarcar un amplio espectro de cambios negativos en las condiciones y procesos del suelo, por factores naturales o antropogénicos, altera su estructura y calidad (FAO e ITPS, 2015; Lal, 2015a); es decir, esta amplitud de perturbaciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y en las interacciones entre ellas, afectan directamente la capacidad del suelo de mantener sus SE (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Entonces, es necesario incorporar prácticas complementarias

que mejoren las propiedades del suelo para potenciar los SE y su fuerte interrelación, influyendo en la multifuncionalidad y sustentabilidad de los agroecosistemas.

Esta primera sección, expone los efectos relevantes de los CC en el suelo, sus SE y en la multifuncionalidad de los agroecosistemas que los incorporen: mejora de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, secuestro y almacenaje de COS, ciclado de nutrientes, control de erosión por viento y agua, supresión de malezas, fortalecimiento de hábitats y biodiversidad, aumento potencial de rendimientos de cultivos, contribución a la calidad del aire y del agua, entre otros (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). En literatura, los CC se presentan con distintos nombres según la funcionalidad que se le dé: *catch crop* cuando la finalidad es “atrapar” o “capturar” compuestos, principalmente nitratos (NO_3^-) que estén propensos a ser lixiviados (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003); “abono verde” cuando se incorpora al suelo con fines de fertilización (Couëdel *et al.*, 2018b) y, últimamente, se ha utilizado el concepto de “cultivos de servicio”, referido al aprovechamiento exclusivo de sus servicios ecosistémicos y no de los posibles beneficios generados (alimento, forraje, biocombustible) (García *et al.*, 2018).

Sin embargo, la estrategia en el uso de CC depende de las posibilidades técnico-económicas y los objetivos buscados, pudiendo establecerse los CC dentro de las rotaciones anuales a contra estación del cultivo comercial o principal (CP), ya sea, incorporándose por vez única dentro de la rotación (CC_{temp}) con el objetivo de, por ejemplo, prevenir altas tasas de erosión en años muy lluviosos o para descompactar la porción superficial del suelo, o bien, incorporándose dentro del diseño de las rotaciones anuales en el largo plazo (CC_{anu}) con el fin de, por ejemplo, captar nutrientes del suelo y suministrarlos al CP o mejorar el contenido de MOS. Además, pueden establecerse de manera permanente (CC_{perm}), coexistiendo con el CP, caso que ocurre principalmente en huertos frutales y viñedos, en donde la finalidad sería, por ejemplo, mejorar las propiedades del suelo en el largo plazo y disminuir riesgos ambientales.

Por otro lado, este trabajo no considera los servicios culturales que brindan los CC ni tampoco se incluyen estudios que integran sistemas pastoriles, como mencionan Carey *et al.* (2016) y Soares *et al.* (2020). Otros aspectos de importancia logística tampoco serán tratados; por ejemplo, Runck *et al.* (2020) cuestiona ¿Cuánta superficie de cultivo se requiere para producir la suficiente cantidad de semillas de CC para cubrir estas áreas de interés? Esto deriva del hecho que, en agroecosistemas templados, la producción del CP se realiza en el mismo suelo y año que los CC, los que requerirían gran parte de una temporada de crecimiento para madurar reproductivamente y, probablemente, mayor asignación de suelos para la producción de semillas, si se espera la adopción generalizada de CC (Runck *et al.*, 2020). Por otra parte, en el caso de algunos servicios de regulación, como control de plagas y patógenos, éstos serán considerados en este estudio de manera más somera.

Por último, cabe destacar que los efectos de los CC en el suelo, los SE involucrados y las fuertes interacciones entre ellos, además se desenvuelven en un contexto de variables altamente sitio-específicas que caracterizan a cada zona agroecológica, especificadas para las áreas productivas nacionales en secciones posteriores. Este contexto, como se podrá apreciar

en las discusiones de esta primera sección, determina el alcance con el que los distintos CC (Cuadro 1) influyen, positiva o negativamente, en los múltiples SE (Cuadro 2); viéndose limitados o potenciados por el clima, forma de establecimiento como monocultivo o policultivo, permanencia en el campo, método de finalización del CC y nivel inicial de COS, entre otras características de manejo o ambientales (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

El Cuadro 1 muestra un resumen de las características de las 3 familias de CC más utilizadas en los estudios revisados: leguminosas, gramíneas y brassicas. Estas características funcionales distintivas de las diferentes familias e incluso entre especies dentro de cada familia, indican los atributos que pueden constituir un gran potencial de prestación de SE o que deben ser considerados para evitar compensaciones entre los SE que son capaces de brindar, es decir que el potenciamiento de un SE disminuya la capacidad de prestación de otro SE. Dichos atributos son comentados a lo largo de este trabajo, abordándolos y profundizándolos al final de esta primera parte del trabajo, luego de especificar los efectos de los CC en las propiedades del suelo y en algunas variables agronómicas y ambientales.

El Cuadro 2 corresponde a la integración final de la información de esta revisión; este cuadro muestra de manera gráfica y sintética los efectos cualitativos (positivo, negativo o neutro) y el grado potencial de variabilidad del efecto ejercido sobre la prestación de los SE más evaluados según el manejo del CC. Los SE se muestran en 5 categorías, agrupados según los efectos directos sobre aspectos agronómicos de relevancia: i) efectos sobre la calidad del suelo, ii) sobre la cantidad y el estado del suelo, iii) sobre la productividad del suelo, iv) sobre la capacidad de mitigar riesgos ambientales y v) sobre la biodiversidad del agroecosistema.

Así, de manera simple en este cuadro se observa el grado de dependencia de los efectos del manejo que se le dé al CC; por ejemplo, una cobertura total o permanente del CC brinda mayor probabilidad de efectos positivos sobre el contenido de MOS que el efecto que puede ejercer un CC mal establecido o con un período muy corto de crecimiento. Este cuadro también se aborda y profundiza al final de esta sección ya que, de manera implícita, unifica los resultados de la revisión bibliográfica; indicando una mayor o menor dependencia del manejo del CC, pero, también una dependencia del estado del CC, habiendo diferencias entre su fase inicial de crecimiento (con efectos similares a los de un CC mal establecido) y su fase final de crecimiento (cobertura total de la superficie cultivada). La menor dependencia (+ o -) en el Cuadro 2 implica una mayor variabilidad del efecto que ejerce el CC sobre el SE debido a otros factores antropogénicos o naturales (régimen de precipitaciones, especie de CC, temporada de crecimiento, pendiente y textura del suelo, entre otras).

Estos dos cuadros indican que, entre las principales fuentes de variabilidad que los productores podrían controlar, la(s) especie(s) y el manejo del CC conforman la base para la toma de decisiones respecto del diseño del sistema agroecológico que incluya esta práctica, dado que existe evidencia de efectos diferenciales en algunos SE independiente de las condiciones edafoclimáticas.

Cuadro 1. Resumen de los CC más utilizados, características relevantes y potencialidades y consideraciones de su selección para implementarlas en una rotación de cultivos anual o como cubierta permanente.

	<u>Leguminosas</u>	<u>Gramíneas</u>	<u>Crucíferas</u>
Especies	<i>Vicia sp.</i> ; <i>Lupinus sp.</i> ; <i>Trifolium sp.</i> ; <i>Pisum sp.</i> ; <i>Medicago sp.</i> ; <i>Glycine max</i> (L.) Merr.;	<i>Lolium sp.</i> ; <i>Avena sp.</i> ; <i>Sorghum sp.</i> ; <i>Brachiaria sp.</i> ; <i>Brachypodium sp.</i> ; <i>Hordeum vulgare</i> L.; <i>Secale cereale</i> ; <i>Triticum aestivum</i> L.; <i>Fagopyrum esculentum</i> L. Moench.	<i>Sinapsis sp.</i> ; <i>Brassica sp.</i> ; <i>Raphanus sp.</i> ;
Características	<ul style="list-style-type: none"> • Formación de pelos radicales capaces de modificar la rizósfera mediante exudados (pH, carboxilatos, fosfatasas). • Sistema radical pivotante y de gran diámetro en algunas especies. • Alta afinidad con micorrizas en algunas especies. • Producción de biomasa variable. • Fijación biológica de N₂ atmosférico. • Proporción de C:N baja; menos recalcitrante. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema radical voluminoso, fibroso, denso y extenso. • Rápida emergencia y alta tasa de crecimiento; cubre el suelo rápidamente. • Asociación con hongos micorrízicos arbusculares (<i>Avena sativa</i>, <i>Secale cereale</i>). • Producción de biomasa potencialmente alta. • Tasa de absorción de nutrientes elevada en fase de crecimiento. • Buena capacidad para ciclado de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema radical pivotante, de gran diámetro y profundo. • Puede modificar la rizósfera (fosfatasas y carboxilasas). • Alta tasa de crecimiento. • Producción de biomasa potencialmente alta. • Tasa de absorción de nutrientes elevada, destaca absorción de azufre (S).

(Continúa)

Cuadro 1. Continuación.

Potencialidades	<ul style="list-style-type: none"> • Alto aporte de N al suelo (abono verde). • Capacidad de movilizar y absorber P especialmente alta en algunas especies (<i>Lupino sp.</i>). • Sistema radical aporta a la macroporosidad del perfil del suelo. • Tolerancia al frío en algunas especies (<i>Lupino sp.</i>). • Efectos sobre microbiota variables, especialmente sobre hongos micorrízicos • Terminación invernal en algunas especies. • Aporta a la disminución de uso de fertilización nitrogenada; disminución indirecta de emisiones de GEI. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto aporte de nutrientes y MOS (abono verde). • Aumenta el control de la erosión con nivel de cubrimiento, altura y permanencia, y disminuye erodabilidad. • Aumenta el control de la escorrentía; la demora, ralentiza y filtra. • Mejora infiltración del horizonte superficial. • Tolerancia al frío en algunas especies (<i>Lolium sp.</i>; <i>Secale cereale</i>). • Terminación invernal en algunas especies (<i>Avena sativa</i>). • Disminuye emisiones de N₂O respecto a barbecho. • Reduce lixiviación de N (fase de crecimiento). • Aumenta el control de malezas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Capacidad de biotaladrar capas compactadas del suelo. • Sistema radical aporta a la macroporosidad del perfil del suelo. • Alta capacidad para reciclar nutrientes de capas más profundas. • Aporte de S, y otros nutrientes, como abono verde para CP. • Tolerancia a la salinidad. • Disminuye emisiones de N₂O respecto a barbecho. • Disminuye lixiviación de S durante fase de crecimiento. • Capacidad biofumigante del suelo (alelopatía). • Capacidad de biocontrol de enfermedades (bacterias benéficas). • Capacidad de controlar malezas (alelopatía).
-----------------	---	---	---

(Continúa)

Cuadro 1. Continuación.

Consideraciones	<ul style="list-style-type: none"> • Establecimiento altamente variable. • Puede aumentar la presión de malezas al CP (abono verde o descomposición de rastrojos). • Puede aumentar las emisiones de N₂O. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altamente competitivas; uso de nutrientes elevado. • Difícil terminación. • Descomposición lenta de los residuos, que alcanzan gran altura y cantidad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sin micorrizas • Baja capacidad para mejorar la estructura del suelo. • Efectos alelopáticos pueden afectar la germinación del CP. • Efecto biocida podría afectar micro, meso y macrofauna benéfica. • Algunas especies aumentan nemátodos agalladores durante su primera etapa de crecimiento.
-----------------	---	--	--

Cuadro 2. Relación de los servicios ecosistémicos (SE) con el estado y/o manejo de los cultivos cubierta (CC) que lo brinda. Se expresa la influencia (positiva o negativa) que tiene el CC al inicio de su crecimiento (a), cuando logra establecerse y/o si se deja como cobertura permanente (b), si es terminado y su rastrojo es dejado como mulch (c) o si se incorpora mediante labranza (d).

Efecto sobre el SE brindado según estado y manejo del CC*	Inicio crecim.; bajo nivel de biomasa (a)	Establec. Total; CCperm (b)	Rastrojo superficial (c)	Abono verde (d)
Grupo I: Calidad del suelo				
Restaura y mitiga proceso de compactación		++		
Aumenta infiltración y drenaje del agua	+	++	++	+
Aumenta el contenido de MOS	+	++	++	-
Aumenta la actividad y diversidad microbiana	+	++	+	
Mitiga temperaturas extremas		++	+	-
Aumenta contenido de agua disponible			+	-

(Continúa)

Cuadro 2. Continuación.

Grupo II: Cantidad/estado del suelo				
Aumenta la estructuración	+	++	+	--
Mitiga eventos de escorrentía	+	++	+	-
Restaura y mitiga la erosión	+	++	+	--
Grupo III: Productividad del suelo				
Aumenta el contenido de nutrientes	-	-	+	++
Aumenta el rendimiento del CP			+	++
Grupo IV: Mitigación ambiental				
Restaura y mitiga salinización y acidificación	+	++		
Mitiga emisiones de GEI	+	++	-	--
Mitiga eventos de lixiviación	+	++	-	--
Grupo V: Control de biodiversidad				
Aumenta la diversidad de meso y macrofauna	+	++	+	
Aumenta el control de plagas y patógenos		+		
Aumenta el control de malezas	+	++	+	-

*+: efecto positivo sobre el SE, baja relación entre el estado o manejo del CC y el efecto en el SE; ++: efecto positivo influyente sobre el SE, alta relación entre el estado o manejo del CC y el efecto en el SE; -: efecto negativo sobre el SE, baja relación entre el estado o manejo del CC y el efecto en el SE; --: efecto negativo influyente sobre el SE, alta relación entre el estado o manejo del CC y el efecto en el SE; casillas sin simbología: efecto neutro o indirecto altamente variable sobre el SE, no se observa una relación significativa entre el estado o manejo del CC y el efecto en el SE ya que depende, en gran medida, de otros factores.

Influencia de los CC en las propiedades del suelo

Las propiedades de un suelo determinan directa o indirectamente los SE que éste provee, por lo que sus cambios pueden afectar, por ejemplo, el establecimiento y producción del CP. Los parámetros que pueden ser medidos para expresar la condición del suelo se agrupan en propiedades físicas, químicas y biológicas, existiendo una fuerte relación entre ellas, por lo que su evaluación es de suma importancia para la implementación de distintas prácticas de manejo agronómico y/o de conservación.

Lógicamente esto también define los posibles procesos degradativos; en las propiedades físicas, al deteriorarse la estructura, formarse costras, compactarse, sellarse o erosionarse el suelo; en las propiedades químicas, al acidificarse, lixiviar, disminuir los nutrientes, salinizarse o alcalinizarse el suelo; y en las propiedades biológicas, al mermar su contenido de MOS, su biodiversidad y actividad de especies de microorganismos, meso y macrofauna y flora del suelo. En zonas áridas y semiáridas, la combinación de alguna de estas amenazas puede conllevar a una desertificación irreversible, en el sentido que no pueden revertirse en un lapso de tiempo de cien años o cuatro generaciones humanas (Kapur, 2013).

Así, las prácticas conservacionistas, entre las cuales destaca el uso de CC, buscan influir, por ejemplo, en la estructura y capacidad de agua disponible del suelo, que son específicamente relevantes para suelos físicamente degradados, o aumentando la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la reserva de nutrientes para los suelos degradados químicamente, o aumentando la biodiversidad y el C de la biomasa microbiana para los suelos degradados biológicamente (Kapur, 2014). Como quedará expuesto en esta sección, el uso a mediano y largo plazo de CC y su manejo pueden aumentar la calidad del suelo aportando, incluso, a la mejora de los procesos biosféricos (Bowles *et al.*, 2018; Faucon *et al.*, 2017; Kapur, 2014; Muhammad *et al.*, 2019). Por esto, diversos estudios buscan establecer generalizaciones para realizar modelos predictivos de los efectos en las propiedades del suelo al incluir CC en reemplazo del barbecho en rotaciones; como el de Jian *et al.* (2020), quienes encuentran cambios significativos en todas las propiedades físicas, algunas propiedades químicas y todas las propiedades biológicas del suelo, respecto de los controles sin CC.

Estas mejoras aportan a la protección del suelo frente a la estocasticidad ambiental y, como ya fue mencionado, depende fuertemente de las condiciones ambientales y de manejo, pero, también, de los atributos de las especies de CC que se utilicen y los propósitos que se buscan alcanzar con su incorporación. Dada la alta variabilidad de los efectos de los CC y los métodos evaluativos disponibles en la literatura, en la presente sección se expondrán tanto los resultados más concluyentes como los discordantes respecto de los cambios generados en las propiedades del suelo, haciendo un análisis sobre las variables que afectan en mayor medida los resultados que se buscan alcanzar.

Propiedades físicas del suelo

La revisión bibliográfica, da cuenta que la mayoría los estudios que consideran el uso de CC para mejorar las propiedades físicas del suelo tienen como fin disminuir riesgos de compactación, mejorar la estructura del suelo y/o las propiedades hidráulicas de este, para lo cual realizan mediciones de parámetros sensibles y representativos que se condigan con estos cambios en el estado del suelo. Los parámetros más evaluados corresponden al nivel de agregación (estabilidad de agregados seco y húmedo, tamaño de agregados, diámetro de peso promedio), porosidad (distribución del tamaño de poros, continuidad o tortuosidad), densidad aparente (D_a), resistencia a la penetración, tasa de infiltración, conductividad hidráulica y capacidad de retención de agua, así como los cambios de temperatura y balance hídrico del suelo. Estos últimos parámetros, serán abordados en la sección posterior que considera el efecto del uso de CC sobre la dinámica y los flujos ambientales.

A continuación, se exponen las influencias ejercidas en los parámetros físicos del suelo agrupados según el impacto sobre los tres ejes de importancia agronómica más estudiados: compactación, estructuración e infiltración y drenaje del suelo. El Cuadro 3 resume estos efectos, en función de los resultados de las 26 publicaciones que consideran estos parámetros, agrupándolos también según la categorización de CC utilizada para este estudio.

Cuadro 3. Cantidad de resultados de estudios que evaluaron el efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre las propiedades físicas del suelo.

Prop.**	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
	(g cm ⁻³ ; Mg m ⁻³)			
D_a	Sin efectos significativos.	Puede disminuir; varía según tipo de suelo y manejo del sistema.		16
	+(1)	+(1)	+(0)	
	+/(3)	+/(3)	+/(1)	
	-(1)	-(7)	-(0)	
	(dimensiones variables)			
Agregación	Puede aumentar; varía según tipo de suelo y manejo del sistema.	Aumenta/mejora; varía según manejo y tiempo de permanencia.	Aumenta/mejora.	18
	+(4)	+(10)	+(3)	
	+/(2)	+/(1)	+/(0)	
	-(0)	-(0)	-(0)	

(Continúa)

Cuadro 3. Continuación.

		(%)		
Porosidad	Puede mejorar; varía según especies y manejo.	Aumenta/mejora; varía según especies y manejo.	Aumenta/mejora	11
	+ (3)	+ (4)	+ (2)	
	+/- (2)	+/- (1)	+/- (0)	
	- (0)	- (0)	- (0)	
		(MPa; kPa)		
Resistencia a la penetración	Puede o no disminuir; varía por profundidad y biomasa radical del CC.	Puede disminuir; varía según especie de CC.		9
	+ (1)	+ (0)	+ (0)	
	+/- (1)	+/- (2)	+/- (0)	
	- (2)	- (2)	- (1)	
		(mm/h; cm/h)		
Tasa de infiltración	Aumenta; varía según momento de establecimiento y tiempo de permanencia, aumento de oportunidades de infiltración.			9
	+ (3)	+ (5)	+ (2)	
	+/- (0)	+/- (0)	+/- (0)	
	- (0)	- (0)	- (0)	
		(m d ⁻¹ ; mm h ⁻¹)		
K _s	Sin efectos concluyentes.	Puede aumentar; varía según tipo de suelo y especie de CC.	S/I	5
	+ (1)	+ (2)	+ (0)	
	+/- (0)	+/- (1)	+/- (0)	
	- (1)	- (0)	- (0)	
		(cm; mm)		
Capacidad de retención de agua	Puede o no aumentar; varía según tiempo de permanencia, tipo de suelo y manejo del CC.	Puede o no aumentar; varía según tipo de suelo y manejo del CC.	Puede aumentar.	12
	+ (2)	+ (4)	+ (1)	
	+/- (3)	+/- (3)	+/- (0)	
	- (0)	- (0)	- (0)	

* D_a: Densidad aparente; K_s: Conductividad hidráulica saturada; * CC_{temp}: CC establecidos por vez única o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; S/I: sin información dentro del período estudiado; # número de publicaciones con resultados para cada propiedad.

Compactación del suelo. La compactación de los suelos es un problema agroambiental, agravado por el aumento en tamaño y peso de las maquinarias utilizadas y la intensidad de las operaciones en terreno, el efecto directo es la reducción de la porosidad, con impactos negativos sobre el flujo de agua, calor y gas, la absorción de agua y nutrientes, el crecimiento de raíces y los rendimientos de los cultivos (Schäfer-Landefeld *et al.*, 2004). De las propiedades físicas, la D_a y la resistencia a la penetración son comúnmente evaluadas siendo, ambas, medidas estáticas de la compactación del suelo (Blanco-Canqui *et al.*, 2009). Por otro lado, es posible caracterizar la compactación relativa del suelo bajo distintos escenarios al evaluar su compactibilidad, referida a la susceptibilidad del suelo a la compactación, mediante la prueba de Proctor. Ésta, usada en menor medida en los estudios revisados, permite determinar la densidad aparente del suelo (D_a) a distintos contenidos de agua y el contenido de agua al que ocurriría la compactación extrema relativa (Blanco-Canqui *et al.*, 2011).

Como se aprecia en el Cuadro 3, el uso de los CC puede mejorar la D_a y la resistencia a la penetración del suelo, disminuyendo sus magnitudes (Chen *et al.*, 2014; García-González *et al.*, 2018; Guzmán *et al.*, 2019; Nouri *et al.*, 2019; Tautges *et al.*, 2019). Ahora, esta influencia es variable (Cuadro 2) y está determinada por diversos factores relacionados o no entre sí: tipo de suelo y labranza, especie/s y período de crecimiento del CC, nivel de producción de biomasa aérea y radical y el tiempo de permanencia del CC. La mejora más significativa se produce en la capa más superficial del suelo, en sistemas de cero labranza, bajo riego o con niveles de precipitación abundante, con mezclas de diversas especies e incluidas en la rotación a largo plazo (no menor a 3 años), llegando incluso a sugerirse que los cambios en la D_a pueden ser una función de la duración del manejo con CC (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Ahora bien, igualmente existen aportes del CC a sistemas con labranza tradicional, o bien en donde el CC sea incorporado por vez única, pero este efecto no perdurará en el tiempo y dependerá del clima y textura del suelo.

Se menciona en literatura, que los CC con raíces pivotantes profundas, como las crucíferas, pueden aliviar el grado de compactación de un suelo al penetrar capas compactadas, actuando como biotaladros (Cuadro 1) y dejando a su término biocanales largos o macroporos que aumentan el flujo de aire y agua hacia capas más profundas (Chen y Weil, 2011; Chen *et al.*, 2014; Ruiz-Colmenero *et al.*, 2013). Además, los CC pueden reducir la compactibilidad del suelo permitiendo que pueda transitarse con un contenido de agua mayor, disminuyendo a medida que se acerca a saturación. Pero, debido a la correlación entre la compactibilidad y el COS, el que será abordado más adelante, los CC no reducirían eficazmente la compactibilidad si la concentración del COS no aumenta a largo plazo (Blanco-Canqui *et al.*, 2012). Entonces, si el uso del CC aporta potencialmente a un contenido de agua del suelo mayor, indicaría que estos son capaces de reducir la susceptibilidad a la compactación de las capas más superficiales del suelo en el largo plazo, lo que coincide con otras revisiones de literatura (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Daryanto *et al.*, 2018).

Estructuración del suelo. La importancia de la estructura del suelo es ampliamente conocida y está determinada principalmente por su agregación (Lado *et al.*, 2004; Lal, 2015b; Nouri

et al., 2019). La presencia de agregados estables se condice con la mejor formación y estabilización de la estructura del suelo, especialmente en suelos con regímenes pluviométricos altos; por esto, los agregados del suelo constituyen un parámetro importante para el crecimiento radicular y para los procesos y SE, como el almacenamiento de C y la resistencia a la erosión entre otros, como base para mejorar la calidad del agua (Faucon *et al.*, 2017). El proceso de agregación es complejo y está controlado por factores abióticos, como la textura, y es mediado por los atributos de las plantas y la biota del suelo, así como por sus interacciones (Chenu *et al.*, 2019); de hecho, se ha sugerido que la estabilidad de agregados del suelo es el parámetro más sensible al manejo con CC (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

Por ejemplo, Cantón *et al.* (2009) determinaron que, si bien el contenido de MOS es un regulador de la estabilidad de agregados en condición húmeda, no existen relaciones significativas entre la MOS y la distribución del tamaño de agregados, pero, por otro lado, existen diferencias significativas en la distribución de agregados húmedos entre los tipos de vegetación; por ejemplo, el suelo cerca de plantas perennes posee una mayor estabilidad de agregados, teniendo un número promedio mayor de impactos de gota necesarios para romper los agregados y una mayor proporción de macroagregados (>8 mm) cerca de la planta. Sin embargo, en cultivos de ciclo corto esta relación no es apreciable de manera significativa (Cantón *et al.*, 2009). Esto supone una estrecha relación entre el manejo y la estructuración del suelo, como se puede observar en el Cuadro 2; por ejemplo, manejar el sistema con cero labranza, que permite la permanencia de los rastrojos en superficie, se acopla de mejor forma al uso de CC en la mejora de las propiedades físicas de este y, por ende, en su estructura (Mitchell *et al.*, 2017; Nouri *et al.*, 2019).

Los efectos del uso de CC en la estructura ha sido ampliamente investigado, evidenciando una rápida mejora en la estabilidad de agregados del suelo (Antosh *et al.*, 2020; Blanco-Canqui *et al.*, 2011; Blanco-Canqui, *et al.*, 2013b; Guzmán *et al.*, 2019; Nouri *et al.*, 2019), como se puede observar en el Cuadro 3. Estas mejoras se evidencian en agregados más grandes y estables, que depende del tipo del suelo, pero en mayor medida del tiempo de permanencia en campo y el método de terminación, como se observa en el Cuadro 2; cuando el CC es incorporado como abono verde, el efecto logrado sobre la estructura del suelo podría ser anulado. Sin embargo, también se observa en la literatura que en sistemas de labranza tradicional son capaces de mejorar la estructuración del suelo cuando son incorporados en las rotaciones en el largo plazo. Especialmente, en sistemas de huertos frutales con suelo desnudo, se ha evidenciado que la transición hacia CC tiene fuertes efectos generales al mejorar la estabilidad de macroagregados, pudiendo llegar a superar el 70% y aumentando en el contenido de COS, observándose una correlación significativa entre ambos parámetros (Guzmán *et al.*, 2019), especialmente con niveles altos de producción de biomasa.

En resumen, el SE de estructuración del suelo brindado por los CC se manifiesta al proteger la superficie del impacto de las precipitaciones, al aumentar las entradas de biomasa y las concentraciones de COS y la actividad microbiana (Blanco-Canqui *et al.*, 2015), lo que resulta en mejoras en el almacenamiento y trasmisión del agua, en el almacenamiento de

nutrientes y en la macroporosidad del suelo y, por ello, en el crecimiento radicular, que reduce el desprendimiento y erosión del suelo, como se discute más adelante.

Infiltración y drenaje del agua en el suelo. Como se anticipó, los efectos más importantes e inmediatos de los cambios en la estructura de un suelo se evidencian en su capacidad para retener y transmitir agua. Dentro de los sistemas de producción, existen diversos factores bióticos (raíces y macrofauna), abióticos (ciclos de mojamiento y secado) y antropogénicos (labranza) que influyen la dinámica de los poros y las propiedades hidráulicas (Hao *et al.*, 2020; Seguel *et al.*, 2020). Esta capacidad también tiene una estrecha relación con el contenido de MOS, proporcionándole un nivel de repelencia al agua que afecta la infiltración, la conductividad hidráulica y la retención del agua, repercutiendo en la protección del COS y nutrientes (Blanco-Canqui y Ruis, 2018), como se explica más adelante.

Como se observa en el Cuadro 3, los CC pueden ayudar sustancialmente a mejorar las propiedades hidráulicas del suelo. En este sentido, mejoran la captación y pueden aumentar la capacidad de almacenamiento del agua en el largo plazo, ya que, aumentan la infiltración (inicial y acumulada) del agua, al proteger y mejorar las propiedades de la capa superficial del suelo, además de aumentar la conductividad hidráulica, dado el incremento en la cantidad y conectividad de poros, asociado también a la actividad de la macrofauna (Yu *et al.*, 2016; Crotty y Stoate, 2019; Blanco-Canqui *et al.*, 2012; García-González *et al.*, 2018). Esta disminución en la tortuosidad de la red de poros depende del manejo del CC, presentando disminuciones más consistentes en sistemas de cero labranza (Cuadro 2). Esto permite una mayor transmisividad del agua, cambiando los flujos superficiales (escorrentía) y en profundidad (drenaje) (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Gabriel, *et al.*, 2012b; García-González *et al.*, 2018; Nouri *et al.*, 2019). Lo último, resumido en el Cuadro 2, se expresa en que la mejora en la infiltración varía según el establecimiento y la permanencia del CC en el campo, debido a que estos factores pueden mejorar las oportunidades de infiltración.

Manejar la cantidad de agua que drena del suelo es importante por distintos aspectos (productivos, ambientales, económicos), que dependerán de las condiciones del sistema y el objetivo que se persigue al incorporar CC. Por ejemplo, cuando se desean evitar pérdidas de nutrientes y contaminantes por lixiviación, se buscará que el drenaje comience lo más tarde posible y termine lo más temprano, especialmente en sistemas con regímenes altos de fertilización nitrogenada y de precipitaciones (Salazar *et al.*, 2019). Por otro lado, esta mejora en el drenaje y el uso del agua del suelo por parte de los CC, al aumentar la evapotranspiración del sistema, ayuda a disminuir riesgos en zonas propensas a inundaciones al eliminar el exceso de agua (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). De igual forma, el potenciamiento de la infiltración del agua al suelo es directamente excluyente del aumento en la escorrentía (Blanco-Canqui, 2018), como se ahondará más adelante. Esta mejora tiene el potencial de aumentar la proliferación de las raíces del CC, aportando aún más al aumento de la infiltración y reduciendo la erodabilidad del suelo (De Baets *et al.*, 2011).

Además, como se resume en el Cuadro 1, mientras algunos estudios que buscan diferencias en los efectos entre especies de CC establecen que especies de gramíneas aportarían en mayor

medida a la mejora de estas propiedades en la porción más superficial del suelo (Gabriel, *et al.*, 2012b; García-González *et al.*, 2018), otros han establecido que las raíces pivotantes y de gran diámetro, como algunas leguminosas y crucíferas, permiten un mayor desarrollo de la macroporosidad (Yu *et al.*, 2016). Si bien la conductividad hidráulica del suelo aporta información útil para caracterizar el comportamiento de la dinámica del agua en el suelo, son pocos los estudios publicados en el período estudiado que dan cuenta de dichas mediciones respecto del uso de los CC, especialmente en su uso a largo plazo o como cobertura permanente del suelo (Cuadro 3).

Una revisión previa, aunque concluye una mejora en la conductividad hidráulica, también da cuenta de la limitada literatura del efecto de los CC sobre las propiedades hidráulicas del suelo e indica, además, que el efecto de los CC sobre las propiedades del suelo se evidencia al ser incorporados en las rotaciones a largo plazo (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). García *et al.* (2018) también indican en su revisión que los CC son capaces de aumentar la conductividad hidráulica del suelo y en condiciones de saturación y altos aportes de agua, donde normalmente se ve fuertemente disminuida, amortiguan su disminución; pero este aumento en la conductividad hidráulica también supone un riesgo ambiental de percolación de agroquímicos contaminantes. Es sabido, que a menor conductividad hidráulica del suelo es mayor el riesgo de pérdidas por escorrentía; una mayor capacidad de drenaje de la porción superficial del suelo bajo condiciones de saturación o cercanas a saturación, está regida por un mayor nivel de porosidad inter-macroagregados, es decir bioporos de raíces y macrofauna (Blanco-Canqui y Ruis, 2018; Yu *et al.*, 2016).

Es por esto que estudios como el de Yu *et al.* (2016), se han centrado en probar la influencia distintiva del sistema radical del CC en el espacio poroso que condiciona la conductividad hidráulica del suelo. Las especies con un sistema radical voluminoso, aunque diferenciado entre sí en su arquitectura, influyen sobre la conductividad hidráulica; cuando este volumen está compuesto por ejes principales gruesos, como en leguminosas y crucíferas, o es muy denso, como algunas gramíneas, la mejora en la conductividad hidráulica del suelo será en función del potenciamiento sobre la red de macroporos, que gobiernan el potencial del flujo general de la matriz del suelo (Yu *et al.*, 2016). Además, esto se debe a que la arquitectura del sistema radical y la composición de la macrofauna influyen distintamente; bioporos continuos verticales abiertos a la superficie generan efectos diferentes que bioporos continuos horizontales, dependiendo del grosor y del sistema de labranza.

Propiedades químicas del suelo

El uso de CC para mejorar las propiedades químicas del suelo se ha basado en la búsqueda de prácticas que ayuden a disminuir riesgos de origen natural o antropogénico, como la contaminación de aguas subterráneas y superficiales con elementos residuales de insumos agrícolas como fertilizantes y pesticidas, y en menor medida, los procesos de salinización, acidificación y alcalinización. Además, el uso de CC como abono verde es ampliamente conocido y estudiado por sus aportes de nutrientes al suelo mediante un mejor ciclado de nutrientes que permitiría disminuir el uso de fertilizantes. A continuación, se exponen las

influencias ejercidas por los CC sobre las propiedades químicas del suelo, asociados a los resultados de 51 estudios publicados, presentando en el Cuadro 4 los parámetros del suelo que fueron encontrados con mayor frecuencia: cantidad de nutrientes disponibles (N, P, K), pH, CIC y CE.

Cuadro 4. Cantidad de resultados de estudios que evaluaron el efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre las propiedades químicas del suelo.

** Prop.	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
(kg N-NO ₃ ha ⁻¹)				
N	Puede aumentar el N total del suelo para el CP siguiente; dependiendo de la especie, nivel de producción de biomasa, momento y método de terminación del CC.		Puede aumentar N del suelo para el CP; depende de especie y manejo.	48
	+ (23)	+ (16)	+ (4)	
	+/- (4)	+/- (3)	+/- (0)	
	- (4)	- (2)	- (2)	
(kg P-P ₂ O ₅ ha ⁻¹)				
P	Sin efectos significativos; aumento potencial queda limitado a la capa superior del suelo y depende del manejo y momento de evaluación.			15
	+ (1)	+ (4)	+ (1)	
	+/- (7)	+/- (2)	+/- (1)	
	- (0)	- (0)	- (0)	
(kg K-K ₂ O ha ⁻¹)				
K	Sin efectos significativos; aumento potencial queda limitado a la capa superior del suelo y depende del manejo y momento de evaluación.			11
	+ (3)	+ (1)	+ (0)	
	+/- (3)	+/- (2)	+/- (1)	
	- (1)	- (0)	- (0)	
(pH _{agua})				
pH	Sin efectos significativos; disminución potencial indirecta relacionada a un mayor contenido de MOS y su mineralización, y a la disminución de insumos agrícolas.			8
	+ (0)	+ (0)	+ (0)	
	+/- (3)	+/- (3)	+/- (1)	
	- (2)	- (1)	- (0)	

(Continúa)

Cuadro 4. Continuación.

		(cmol _c kg ⁻¹)		
CIC	Sin resultados concluyentes.		S/I	4
	+()	+(2)	+()	
	+/- (1)	+/- (2)	+/- ()	
	-()	-(1)	-()	
		(dS m ⁻¹)		
CE	S/I	Sin resultados concluyentes.	S/I	3
	+()	+(2)	+()	
	+/- ()	+/- (2)	+/- ()	
	-()	-(1)	-()	

* CIC: capacidad de intercambio catiónico; CE: conductividad eléctrica; * CC_{temp}: CC establecidos por vez única o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; S/I: sin información dentro del período estudiado; # número de publicaciones con resultados para cada propiedad.

Contenido y disponibilidad de nutrientes. Los parámetros químicos de la calidad del suelo interactúan fuertemente con las propiedades físicas y biológicas de este. El pH, la conductividad eléctrica (CE), la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el contenido de N total, de nitratos (NO₃-N), de fósforo (P) y de otros nutrientes y micronutrientes, están estrechamente ligados al nivel de MOS y, con ello, a la capacidad del suelo de retener y suministrar nutrientes, garantizando su fertilidad y productividad (Kapur, 2014). Así, con la mineralización de la MOS se liberan los macro y micronutrientes contenidos, dejándolos disponibles para los cultivos y la microbiota, sin embargo, también para seguir una ruta de pérdidas (como se discute más adelante, Figura 2), que disminuyen la fertilidad del suelo y agravan problemas ambientales severos, que depende del sistema de cultivo y su manejo. Por ejemplo, los cultivos de maíz con altas tasas de fertilización y seguidos de períodos de barbecho tienen mayores riesgos de lixiviación y pérdidas gaseosas (Autret *et al.*, 2020), reflejando la problemática de la agricultura moderna que ha logrado aumentar los rendimientos a costa de grandes aplicaciones de macronutrientes, obviando muchas veces la aplicación de micronutrientes y poniendo en riesgo la capacidad de reposición natural de estos (Sharma *et al.*, 2018b).

Para un buen manejo de la fertilidad del suelo es necesario poder predecir la respuesta del sistema suelo-planta a la dinámica de la fertilización, en donde la medición de la CIC es primordial; esto permite determinar la cantidad de cationes que pueden estar retenidos en el suelo. Este indicador da cuenta de la capacidad del suelo para retener nutrientes, amortiguar cambios bruscos de pH o secuestrar metales pesados tóxicos (Sharma *et al.*, 2018b). Pese a la importancia de este indicador, este trabajo no contó con suficientes datos de campo sobre cambios en los valores de la CIC de los suelos bajo CC, lo que pone un hincapié en los vacíos de conocimiento que alejan la total comprensión y el manejo eficiente de esta práctica. Se podría suponer que, al igual que otras propiedades poco evaluadas, los cambios que se

evidencian en la CIC con el uso de CC surgen en el largo plazo, y de la mano del aumento en la MOS; pero, también se debe mencionar que probablemente es un indicador más frecuentemente medido y reportado en estudios que involucraron metodologías o condiciones que no fueron consideradas para este trabajo, como los casos en que el método de fertilización en base a guano no fuera posible de separar de los efectos del uso de CC, como fue posible en el ensayo de Ashworth *et al.* (2020).

El Cuadro 4 muestra que los resultados informados en la literatura no son concluyentes o significativos y son altamente variables, en donde el cambio producido está determinado en mayor medida por un cambio en otro parámetro, especialmente el efecto sobre la MOS. Es por esto que, dependiendo fuertemente de la tasa de aumento de la MOS en la porción superficial al descomponerse los residuos (Sharma *et al.*, 2018a), los CC tendrían el potencial de alterar significativamente las propiedades químicas del suelo, existiendo diferencias entre los tipos de CC (Cuadro 1) y los horizontes del suelo (Sharma *et al.*, 2018a; Sharma *et al.*, 2018b). Otra relación importante, entre la mejora de las propiedades químicas y las biológicas del suelo debido al uso de CC, corresponde al efecto sobre la comunidad de micro, meso y macrofauna, como será discutido posteriormente. La estructura de la fauna del suelo contribuye a la descomposición del material vegetal, a la mantención de las propiedades fisicoquímicas del suelo y al reciclaje de nutrientes (Bossuyt *et al.*, 2005; DuPont *et al.*, 2009; Crotty y Stoate, 2019; Roarty *et al.*, 2017), observándose una correlación significativa con la productividad del CP (DuPont *et al.*, 2009) e influyendo directa e indirectamente sobre las comunidades de microorganismos del suelo las que, como es sabido y se discute más adelante, tienen un rol protagónico en los ciclos biogeoquímicos de los macro y micronutrientes (Hallama *et al.*, 2019; Castellano-Hinojosa y Strauss, 2020; Kallenbach *et al.*, 2015; Schimel y Schaeffer, 2012; Cotrufo *et al.*, 2013; Miltner *et al.*, 2012; Wieder *et al.*, 2014; Lange *et al.*, 2015).

De todas estas relaciones observadas, se entiende que los mecanismos más directos, mediante los cuales los CC aportarían a la mejora de la fertilidad del suelo, se basan en disminuir las pérdidas de nutrientes y en aumentar las entradas y disponibilidad de éstos. Los efectos de estos mecanismos varían a lo largo del período de crecimiento y según el manejo del CC (Cuadro 2), siendo diferentes durante el período de activo crecimiento que durante el período posterior a su terminación y durante el crecimiento del CP. Esta variabilidad aporta un grado de incertidumbre que debe considerarse a la hora de escoger los momentos óptimos para evaluar los efectos de los CC y su manejo, y a la hora de analizar los resultados de esas evaluaciones. Por ejemplo, se han encontrado reducciones significativas en las cantidades de P y nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) residuales durante el período de crecimiento del CC, mientras que aportaron N y P al cultivo siguiente al descomponerse sus residuos (Sharma *et al.*, 2018a; Salazar *et al.*, 2020). Por otro lado, aunque hay más claridad respecto del aumento constante de los niveles de N total del suelo bajo CC, a raíz del aumento generado en la MOS en la capa más superficial, no existe una tendencia similar para la concentración de P total disuelto en agua y del fosfato-P ($\text{PO}_4\text{-P}$) residual del suelo (Boselli *et al.*, 2020; Cooper *et al.*, 2017).

La disminución de las pérdidas de nutrientes se produce principalmente durante el período de activo crecimiento del CC, mediado por la producción de biomasa, mitigando los procesos

erosivos y los eventos de escorrentía y percolación. Además, la naturaleza química de cada nutriente condiciona la capacidad de los CC de disminuir sus pérdidas ya que, como se discutirá más adelante, los CC reducen la cantidad total de nutrientes perdidos desde el agroecosistema al ser altamente efectivos en reducir la pérdida de sedimento, pero, no son eficientes en reducir la concentración de nutrientes disueltos (Blanco-Canqui, 2018). Sin embargo, cabe hacer notar que las formas disueltas de N y P pueden ser más accesibles para la biota del suelo que las formas particuladas u orgánicas (Quinton *et al.*, 2010) y se ha señalado que los CC con alto contenido de N, un material vegetal menos recalcitrante (baja proporción C:N; leguminosas, Cuadro 1), conforman una fuente de nutrientes más deseable para la biota del suelo (Ashworth *et al.*, 2020), como se verá más adelante.

Respecto a las pérdidas de P, que se encuentra fuertemente ligado a las fracciones minerales y orgánicas del suelo, el movimiento y transporte de grandes cantidades de suelo desploma sus niveles de P, al tiempo que la interacción entre las tasas erosivas y de meteorización química expone el subsuelo con menor contenido de P en ese sitio (Quinton *et al.*, 2010), mientras que el material depositado en porciones más bajas del paisaje puede producir un aumento localizado (Berhe *et al.*, 2012; Sanderman y Berhe, 2017). Frente a esto, se ha mencionado que los CC podrían reducir las pérdidas de P del sistema por procesos erosivos si se acoplan, en gran medida, a una reducción en la cantidad de fertilizante fosforado aplicado durante el CP siguiente (Hallama *et al.*, 2019; Piotrowska-Dlugosz y Wilczewski, 2020; Sharma *et al.*, 2018a; Solangi *et al.*, 2019). Un proceso similar funciona para la mitigación de pérdidas del N, que ha sido el más estudiado de los nutrientes dada su importancia para el CP; por ejemplo, Holmes *et al.* (2019) mencionan que, si el objetivo de la inclusión del CC corresponde a reciclar el $\text{NO}_3\text{-N}$ residual del suelo hacia las capas más superficiales (0,2 m) y reducir la pérdida potencial de N a través de la erosión, volatilización o lixiviación, el productor debe dar continuidad a la cubierta vegetal estableciendo un CC económico o incluso permitiendo que las malezas en barbecho proporcionen este servicio en su lugar. Sin embargo, como ha sido mencionado y al igual que para otros SE de los CC, el nivel de producción de biomasa determina el N total recuperado del suelo, por lo que, como se señala en el Cuadro 1, los tipos de CC que tengan una alta tasa de producción de biomasa serán los que tengan más acceso al N debido a una mayor área potencial de enraizamiento.

El manejo eficiente de la liberación de los nutrientes contenidos en el rastrojo de los CC determina sustancialmente el balance final de la dinámica de nutrientes del suelo. Por ejemplo, aunque la pérdida de P disuelto pueda ser mitigada por la capacidad del CC para disminuir la escorrentía, no es capaz de reducir la concentración de P disuelto en ella e incluso podría aumentarla, si el evento de escorrentía coincide con la descomposición de los rastrojos en superficie (Kaspar y Singer, 2011); lo que generaría pérdidas de nutrientes del sistema y, en consecuencia, una disminución del SE. Esto aporta un grado de incertidumbre y variabilidad importante a considerar en las evaluaciones del SE brindado: la descomposición de los residuos más superficiales aumenta la susceptibilidad a pérdidas por erosión y volatilización y, también, a la estratificación en la acumulación de los nutrientes, como por ejemplo en el caso del K (Kaspar y Singer, 2011; Sharma *et al.*, 2018b; Pérez-Álvarez *et al.*, 2015; Cooper *et al.*, 2017). Así, evaluar posterior a precipitaciones o sólo la porción más superficial del perfil puede afectar sustancialmente el resultado, conllevando a análisis poco

precisos respecto del real efecto de los CC en la disponibilidad de nutrientes a distintos tiempos.

De lo anterior se entiende que, cuando los rastrojos se mantienen en superficie y no son incorporados, la distribución estratificada de elementos y compuestos químicos del suelo asociados a su fertilidad se agrava en condiciones de altos niveles de compactación del suelo (Thorup-Kristensen y Jensen, 2003; Hefner *et al.*, 2020; Boselli *et al.*, 2020). Como fue mencionado, los CC con raíces de gran longitud y grosor, como algunas crucíferas (Cuadro 1), aportan sustancialmente a la remediación de estas capas compactadas permitiendo un mejor flujo de nutrientes y eliminando su exceso para incorporarlo a su biomasa (Jacobs, 2012). Como se observa en el Cuadro 2, el uso de los CC como abono verde potencia el mecanismo de aumento de la disponibilidad de nutrientes del suelo, mejorando la nutrición del CP que continúa en la rotación (Dabney *et al.*, 2010), con aportes que puede alcanzar el equivalente de 35 kg N ha⁻¹ y 200 kg N ha⁻¹, para no leguminosas o leguminosas en climas fríos y para leguminosas en condiciones más cálidas respectivamente (Thorup-Kristensen y Jensen, 2003; Kaspar y Singer, 2011); entre 3 y 30 kg de P ha⁻¹ (Thorup-Kristensen y Jensen, 2003; Piotrowska-Dlugosz y Wilczewski, 2020; Hallama *et al.*, 2019; Rodríguez-Lizana *et al.*, 2020); y, aproximadamente 6,8 kg S ha⁻¹ (Couëdel *et al.*, 2018a).

Por un lado, las raíces profundas logran captar los excesos de nutrientes de los fertilizantes aplicados desde las capas más profundas, disminuyendo los riesgos de lixiviación (Sharma *et al.*, 2018a), mientras que la incorporación de leguminosas aumenta la mineralización de N, dejándolo disponible para el cultivo siguiente (Blesh 2018; Wittwer y van del Heijden, 2020). Bien manejados, los aumentos en el N total del suelo, debido a la fijación del N atmosférico, su captación desde las capas más profundas y su permanente mineralización, pueden generar una retroalimentación positiva con el crecimiento de los cultivos al aumentar la fertilidad del suelo, especialmente en la capa más superficial, brindando un mayor rango de SE que los fertilizantes químicos en condiciones de suelo degradado; el objetivo central debe ser el mejor ciclado de nutrientes del suelo a través de procesos de movilización y acumulación de nutrientes y la reducción de la lixiviación (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Como se indica en el Cuadro 1, los CC de crucíferas son capaces de reciclar el sulfato mineral del suelo y proporcionarlo al CP posterior mediante su incorporación como abono verde (Couëdel *et al.*, 2018a). La absorción de azufre (S) se relaciona a la absorción de N debido a que ambos nutrientes son metabolizados en la producción de proteínas, por lo que los servicios de los CC que se relacionan a la absorción y entrega de estos nutrientes influyen entre sí.

Rodríguez-Lizana *et al.* (2020) estudiaron la liberación de nutrientes a lo largo del ciclo de descomposición de distintos CC, encontrando que liberaron una gran cantidad de C (0,8 Mg ha⁻¹ año⁻¹ a 1,2 Mg ha⁻¹ año⁻¹) al descomponerse en superficie, concentrando hasta el 57% de la cantidad total liberada de C, N y P al comienzo del ciclo de descomposición, mientras que el K alcanzó hasta un 90% de la cantidad total en los residuos. Holmes *et al.* (2019) al estudiar el contenido de NO₃-N de los primeros 20 cm del suelo observaron una disminución de hasta un 60% durante el periodo de crecimiento de los tratamientos de CC, mientras que luego de 1 mes de la incorporación del residuo los valores de disponibilidad de NO₃-N variaron entre

tratamientos de mezclas y monocultivos de CC. Ambos estudios han encontrado que el aporte de nutrientes desde los residuos de CC de malezas en barbecho es menor que el de CC seleccionados (Holmes *et al.*, 2019), excepto para K (Rodríguez-Lizana *et al.*, 2020), que por un lado se atribuye a un bajo nivel de producción de residuos por parte de las malezas y a una menor acumulación de nutrientes en el tejido de su biomasa. Estos resultados han sido interpretados como una demostración de que los servicios de reciclaje de N en el suelo cercano a la superficie son, en gran medida, independientes de las especies o mezclas, pero, los servicios de aprovisionamiento de N requieren una gestión y selección cuidadosa de las especies para garantizar el máximo nivel de N en la biomasa y su mineralización oportuna.

Algunas especies tienen una capacidad de absorción de P especialmente alta, mediante la formación de pelos radicales, acidificando la rizosfera (como la mayoría de las leguminosas), exudados radicales de ácidos orgánicos o mediante una alta afinidad con micorrizas (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). La incorporación de estos residuos es preferible a la fertilización con P inorgánico, que es susceptible a ser adsorbido y a precipitar, mientras que el P de los residuos se libera lentamente y su inmovilización se ve obstaculizada por el reducido contacto con la matriz del suelo al incorporar el rastrojo, que no logra ser distribuido de manera homogénea; en el proceso de descomposición al liberar ácidos orgánicos análogos a los exudados radicales, los rastrojos potencian la movilización del P no disponible del suelo (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Este P no se encuentra disponible debido a su lenta difusión en agregados y a la formación de precipitados con cationes de calcio (Ca), pero sobre todo a su sorción en las superficies de las partículas y la MOS, así como la sorción en óxidos e hidróxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al), en condiciones alcalinas y ácidas respectivamente, que a su vez disminuye la eficiencia de fertilizantes fosforados (Hallama *et al.*, 2019). Esto último refuerza la idea de que, en lo que respecta a fertilización fosforada, es preferible la incorporación de residuos frente a fertilizantes inorgánicos; al ser los CC generalmente más efectivos en sistemas con bajo contenido de P disponible, pueden mejorar la comunidad microbiana proporcionando un legado de mayor abundancia de micorrizas, P de biomasa microbiana y actividad de la fosfatasa extracelular, beneficiando la nutrición del CP (Hallama *et al.*, 2019).

Por último, Sharma *et al.* (2018b) encontraron efectos significativos, variando según la profundidad, sobre la mantención del K y del Mg, la disminución del Na y el aumento de la CIC y los micronutrientes intercambiables (Zn, B, Fe y Mn) del suelo, relacionados a la MO incorporada por los CC a la capa más superficial del suelo. Si bien otros estudios como el de Ashworth *et al.* (2020) observaron que la fertilidad del suelo no varió en función de los CC, concluyendo que el uso de cama de aves de corral y el crecimiento de malezas en invierno a largo plazo resulta en una mayor fertilidad del suelo, proponiendo estos manejos como una alternativa viable a los CC considerando las posibles limitaciones económicas de su implementación, aun así destacan la capacidad de los CC para incrementar la CIC. Por esto, la batería de SE brindado por los CC al tomar el exceso de nutrientes, reducir su potencial pérdida del sistema, movilizar nutrientes no disponibles y aportarlos al CP, es una herramienta especialmente importante para la reducción de insumos de la agricultura convencional y una solución relevante para la agricultura orgánica.

Salinización, alcalinización y acidificación. Un área sensible a la desertificación experimentará un riesgo mayor o menor según el nivel de perturbación a la que sea sometida, y el tiempo necesario para que un ecosistema se recupere depende del objetivo de restauración y del grado de degradación; por ejemplo, en un paisaje afectado por la salinidad, la escasez hídrica limitaría tanto el establecimiento de árboles para bajar el nivel freático como la remoción de sales del perfil del suelo, haciendo de su restauración una tarea difícil. Si el transporte de sales a la superficie del suelo alcanza niveles extremos, debido a que la evaporación neta del agua subterránea supera la cantidad infiltrada, puede conducir a la desertificación de esa área (Kapur, 2014; Hobley *et al.*, 2018), haciendo especialmente importante la capacidad de almacenamiento de agua del suelo para controlar la dominancia de los procesos de degradación y desertificación en el paisaje (Kosmas *et al.*, 2013). Aunque, el estrés hídrico no es el único agravante de los procesos de salinización; por su parte, labores agrícolas como la aplicación de agroquímicos, como pesticidas solubles a base de sales amina (Gish *et al.*, 2015), y el agua de regadío, también introducen sales al suelo que pueden acumularse en distintas partes del perfil, especialmente en la capa superior si existe una falta de drenaje (Hobely *et al.*, 2018). De igual forma, el pastoreo aumenta la tasa evaporativa del suelo, promoviendo la acumulación de sales en la capa superficial debido al movimiento ascendente del agua y las sales solubles de las capas subyacentes salinizadas (Taboada *et al.*, 2015).

Si a un suelo salino se le suma un horizonte subsuperficial arcilloso denso, su remediación se limita por la dificultad de movilizar las sales; el problema se acrecienta aún más en suelos con una alta adsorción de iones de Na^+ que genera alzas excesivas de pH, dispersión y una baja estructuración del suelo (Kapur, 2014). Este proceso de alcalinización, con adsorción de Na^+ en las arcillas en vez de K^+ y Ca^{+2} , puede darse de manera natural o por factores antropogénicos, como derrames de efluentes agrícolas ricos en Na^+ , degradando rápidamente la estructura del suelo a través de la dispersión de sustancias orgánicas e inorgánicas coloidales, disminuyendo su permeabilidad, flujo de agua y aire y aumentando el pH sobre 8,0 (Kapur, 2014). De igual forma, el proceso de acidificación corresponde a una degradación química de los suelos que tiene causas antropogénicas como el uso de fertilizantes acidificantes, mediante la deposición de contaminantes emitidos a la atmósfera o la plantación masiva de ciertos árboles como el eucalipto (Kapur, 2014). Al acidificarse el suelo, se produce un agotamiento de cationes de naturaleza básica, como Mg, K y Ca, o un cambio en la configuración de otros a una forma tóxica para las plantas, como el Al y el Mn. A nivel de paisaje, la acidificación de los cuerpos de agua también perturba la composición de la flora y fauna (Kapur, 2014).

Debido a esto, se consideran la salinización, alcalinización y acidificación como una problemática relevante para la conservación del suelo agrícola (Sastre *et al.*, 2017), sobre todo, porque la salinidad tiene importantes consecuencias económicas al degradar la fertilidad de las áreas cultivadas y limitar fuertemente su uso agrícola (Hobley *et al.*, 2018), pudiendo conllevar al abandono de estas áreas por parte de los agricultores al aumentar significativamente los costos de producción (Gomiero, 2016). Las sales solubles en el suelo tienen un efecto depresivo sobre el crecimiento vegetal, disminuyendo su producción después

de un umbral que varía según las diferentes especies (Kapur, 2014). Si bien la práctica de aplicar un exceso de agua de riego para evitar la acumulación de sal en el perfil del suelo es común, esto no es sostenible a largo plazo ya que disminuye la eficiencia del uso de agua y N y afecta la calidad del agua subterránea (Gabriel *et al.*, 2012a). Pese a esta limitación del enraizamiento, los CC pueden ser efectivos en mejorar las condiciones físicas del suelo, en particular los macroporos, favoreciendo el lavado de sales y la absorción de las mismas por parte de los CC de la rotación, constituyéndose en una alternativa concreta cuando no existe agua en calidad y cantidad suficiente (Seguel *et al.*, 2013). Así, para aumentar este servicio o disminuir la variabilidad del efecto esperado, se deben tener en cuenta ciertas consideraciones y potencialidades (Cuadro 1) para seleccionar CC según su tolerancia a la salinidad, sus requisitos de riego y el efecto del uso de dicha agua sobre los balances de sal del campo (Dabney *et al.*, 2010).

El estudio de Gabriel *et al.* (2012a), que evaluaron el reemplazo del barbecho por un CC sobre la carga de sal lixiviada bajo 1,2 m de profundidad en un cultivo de maíz de regadío, determina que en años secos en condiciones semiáridas, en donde la cantidad y distribución de la lluvia muestra una alta variabilidad anual, la lixiviación durante la temporada de CC es baja y se puede observar la acumulación de sal antes de plantar el CP en la primavera; al contrario, en las mismas condiciones semiáridas pero en años húmedos o con períodos ocasionales de fuertes lluvias se induce el drenaje y la lixiviación de sal. Los autores también observaron que la lixiviación total de sales es menor con CC ($<18 \text{ Mg ha}^{-1}$ en 3,5 años) respecto a un control con suelo desnudo (26 Mg ha^{-1} en 3,5 años) pero, los períodos de ganancia de sal ocurrieron con más frecuencia en el CC que en el barbecho. Entonces, concluyen que la reducción de la descarga de sal en los tratamientos de CC no se relacionó con una menor concentración de sal en la solución del suelo, sino más bien con una menor percolación de agua debajo de la zona de las raíces, lo que sugiere que la introducción de CC en sistemas de riego debe incluir medidas de control de la salinidad excesiva del suelo después de varios años con período seco.

Propiedades biológicas del suelo

En esta sección se ofrece una discusión actualizada sobre la MOS, el COS y la diversidad de los microorganismos presentes en el suelo y su actividad. Estos parámetros juegan un rol primordial que se ha ido comprendiendo a lo largo de los años con los resultados de ensayos llevados a cabo durante períodos de tiempo considerables, que han permitido observar la dinámica y los ciclos del C y los nutrientes en el suelo, además de los agentes y factores que potencian o disminuyen su disponibilidad y almacenamiento. Ciertamente la biología del suelo tiene el rol protagónico dentro de los procesos del suelo y, por ende, en los SE que es capaz de proveer al agroecosistema, protagonismo que se visualiza en las 54 publicaciones consideradas en el Cuadro 5 y en las controversias generadas en la comunidad científica que se discuten en esta sección.

Cuadro 5. Resumen de los estudios que evaluaron el efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre las propiedades biológicas del suelo.

Prop. **	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
	(%)			
MOS/COS	Puede aumentar en capa superficial; varía según nivel de biomasa y manejo.	Puede aumentar; varía según tipo de suelo, nivel de biomasa y manejo del sistema.	Aumenta.	47
	+(13)	+(22)	+(5)	
	+/- (8)	+/- (5)	+/- (1)	
	- (0)	- (1)	- (0)	
	(unidades variables según indicador)			
Actividad y diversidad microbiana	Mejora propiedades microbiológicas del suelo; depende de tiempo de permanencia y manejo del sistema.	Mejora sustancialmente el microbioma; varía según especie, tiempo de uso y manejo del sistema.	Puede aumentar la actividad y diversidad; depende de especie y manejo del sistema.	22
	+(11)	+(8)	+(5)	
	+/- (2)	+/- (0)	+/- (1)	
	- (0)	- (0)	- (0)	

* MOS/COS: Materia orgánica del suelo y carbono orgánico del suelo, depende de la metodología de evaluación; * CC_{temp}: CC establecidos por vez única o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; S/I: sin información dentro del período estudiado; # número de publicaciones con resultados para cada propiedad.

Materia y carbono orgánico del suelo. De manera general, el contenido de MOS puede constituir una fracción muy pequeña de su masa total (2-9%), pero conforma un componente protagónico que influye profundamente en las propiedades del suelo, por lo que los cambios en su contenido, composición o dinámica tienen una amplitud de impactos importantes, como ya se ha ido advirtiendo a lo largo de las primeras secciones. La MOS al aportar sustancialmente a la CIC, mejora la fertilidad del suelo ya que constituye un gran reservorio de nutrientes, siendo la principal fuente de elementos esenciales, como el N, P y S, los cuales son transformados de compuestos orgánicos no disponibles a N, P y S inorgánicos (NH₄⁺ y NO₃⁻, H₂PO₄⁻, SO₄, respectivamente) mediante procesos biológicos de mineralización, dejándolos disponibles para la absorción de las plantas o su asimilación por los microorganismos del suelo (Lehmann y Kleber, 2015) (ver más adelante, Figura 2).

Además, debido a que la fracción orgánica es capaz de asociarse a minerales secundarios, como arcillas y óxidos amorfos de hierro (Fe), aluminio (Al) o arcillas no cristalinas (alofán), forman complejos órgano-minerales que sustentan la estructuración del suelo mediante la

formación de agregados (Six *et al.*, 2002; Kopittke *et al.*, 2020; Cantón *et al.*, 2009; Lado *et al.*, 2004). El aporte a la estructura física del suelo, al organizar sus partículas minerales, promueven la aireación e infiltración y almacenamiento del agua en el suelo (Lal, 2008). Todos estos efectos sinérgicos se suman a la promoción del crecimiento vegetal y microbiano (principalmente bacterias y hongos actinomicetos) (Powlson *et al.*, 2013) y, finalmente, al proporcionar en los agroecosistemas la capacidad de adaptarse a un clima cambiante, contribuye directamente a la productividad del agroecosistema y, por lo tanto, a la seguridad alimentaria (Chenu *et al.*, 2019; Lal *et al.*, 2015).

En síntesis, la dinámica de la MOS abarca diversos aspectos de importancia local y global; al conformar el sustrato para los organismos del suelo, los que en su proceso metabólico producen dióxido de carbono (CO₂), agua, energía y más biomasa microbiana, significa que estos organismos forman parte de la MOS, implicando que esta regula el flujo de C en el ecosistema (Cotrufo *et al.*, 2013; Dungait *et al.*, 2012; Chenu *et al.*, 2019; Rumpel y Kögel-Knaber, 2011; Chaopricha *et al.*, 2014). Luego, mediante el proceso fotosintético de las plantas, la MO formada es incorporada directamente al suelo mediante los exudados y la biomasa radical en descomposición, así como de los residuos de la porción aérea. En este proceso dinámico de formación y descomposición, también son moduladas las emisiones de otros gases como el óxido nitroso (N₂O) y el metano (CH₄) los que sumados al CO₂ contribuyen al efecto invernadero y con ello al cambio climático (Ovalle, 2020), como se verá más adelante al referirse al secuestro y almacenamiento de C como parte de la controversia de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en los sistemas agrícolas.

Ahondando en lo previamente dicho, los tiempos de residencia prolongados de MOS se deben esencialmente a la adsorción en minerales aluminosilicatados secundarios, arcillas y sesquióxidos que se forman de la intemperización de rocas y minerales del suelo, y que brindan una capacidad finita para proteger la MOS (Matus *et al.*, 2014; Ovalle, 2020). La formación de macro y microagregados da mayor resistencia a la descomposición del COS, ocluyendo el sustrato a la biomasa microbiana y reduciendo la difusión de oxígeno dentro del agregado, reduciendo la actividad respiratoria (Six *et al.*, 2002). Esto ha sido demostrado al observarse la mayor abundancia relativa de microorganismos en la parte externa del agregado, con menores pérdidas por respiración desde dentro por tener menor accesibilidad al sustrato (Ovalle, 2020). Lo anterior indicaría que la proporción de la fracción mineral más fina del suelo (<20 µm) determine la cantidad de C que puede ser almacenada en el largo plazo (Beare *et al.*, 2014; Six *et al.*, 2002).

El límite de saturación de MOS se evidencia cuando, pese a los aportes de CO, no existe un aumento sustancial en el COS, que en parte se ha atribuido a un efecto “promotor”, especialmente en las capas más profundas del suelo, donde la mineralización del COS está limitada por el suministro de energía a los microorganismos; así, el aumento de las entradas de C del material fresco acelera la mineralización del COS preexistente (Fontaine *et al.*, 2007). Entonces, la disponibilidad de N, por un lado puede aumentar la producción primaria y con ello el nivel de entrada de CO constituyendo un factor limitante para el almacenamiento adicional de COS (Van Groenigen *et al.*, 2017), pero también puede acelerar la tasa de degradación tanto de los residuos incorporados como del COS preexistente; el equilibrio

entre ambos procesos parece depender del ecosistema considerado y las condiciones ambientales (Chenu *et al.*, 2019; Nájera *et al.*, 2020).

Respecto al almacenamiento de C, definido como el aumento de las existencias de COS en el tiempo en una unidad de suelo determinada (no necesariamente asociado a la eliminación neta de CO₂ atmosférico), se ha discutido que, si bien es ventajoso su almacenaje por periodos muy largos en términos de mitigación de GEI, son las fracciones más lábiles del COS (con tiempos de residencia medibles en meses o años) las que aumentan la fertilidad, la condición física y la biodiversidad del suelo. La magnitud del cambio relativo de la MOS en distintos suelos, generalmente depende de las diferencias en la cinética de mineralización y en el contenido inicial de COS (Chenu *et al.*, 2019). Esto significa que los suelos con mayor potencial de almacenamiento son los que tienen sus reservas de COS muy por debajo del nivel que podría alcanzar bajo prácticas favorables, exhibiendo una tasa de almacenamiento más rápida, variando según las propiedades del suelo y la tasa de descomposición de la MOS. Sumado a esto, existe una dependencia climática de los costos de secuestro de C, los cuales son mayores en áreas cálidas y con escasez hídrica; por su parte, un aporte anual adicional de C da lugar a reservas de C adicionales más altas en situaciones templadas en comparación con las tropicales y en suelos arcillosos en comparación con los arenosos (Chenu *et al.*, 2019).

La descomposición de la MOS produce compuestos y sustancias orgánicas complejas capaces de recubrir las partículas y los agregados del suelo, otorgándole propiedades hidrofóbicas. Esta repelencia al agua puede ser un factor clave en la mantención y potenciamiento de la calidad estructural del suelo ya que, por un lado, un humedecimiento lento de los agregados tiene un efecto positivo en los procesos del suelo al aportar a la protección del COS y los nutrientes y a reducir su erodabilidad, como será comentado más adelante (Blanco-Canqui y Ruis, 2018). Un estudio reciente señala que la MO recién agregada al suelo forma asociaciones con la MOS previamente ligada a los minerales existentes, pero esta aparente estabilización de la nueva MOS no es influenciada por la relación C:N de los residuos vegetales incorporados; complementariamente, los metabolitos microbianos ricos en N se adhieren directamente a la superficie de las partículas preexistentes de minerales sin MO, creando nuevas asociaciones organominerales que posibilitan una estabilización adicional de la MO (Kopittke *et al.*, 2020). Lo anterior parece plantear una posibilidad de usar CC con baja proporción C:N para permitir la formación de nuevas asociaciones organominerales con el objeto de aumentar la estabilización de la MOS.

Por otro lado, estudios previos señalan que el uso de CC implica cierta diversificación de la calidad de los inputs de C, en donde se propone que los residuos de mayor calidad, relación C:N, contenido de lignina, polifenoles y compuestos solubles (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003), son utilizados de manera más eficiente por la microflora del suelo, resultando en un aumento de los subproductos microbianos y de la formación de COS (Cotrufo *et al.*, 2013). Además, se ha establecido que la biomasa radicular contribuye más efectivamente al reservorio de C que la biomasa aérea, e incluso que otras enmiendas orgánicas, debido a diferencias en la naturaleza química y a que el C que contienen ingresa el suelo directamente en los poros pequeños y microagregados, donde se estabilizan por adsorción y quedan más protegidos (Menichetti *et al.*, 2015; Kätterer *et al.*, 2011; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011).

Recientemente, Gentsch *et al.* (2020) alcanzan un peldaño más en la comprensión del ciclo del C mediante un estudio en un suelo franco limoso de Alemania, en una zona climática templada oceánica, en donde evalúan 4 tratamientos: i) barbecho sin CC, ii) CC de *Sinapsis alba* L. como monocultivo, iii) mezcla de 4 especies de CC y iv) mezcla comercial de CC de 12 especies. Los autores logran determinar un vínculo entre la diversidad en los CC y los aportes de C de la rizósfera en el corto plazo y su tiempo de residencia en el suelo, como se observa en la Figura 1. Demostrando que la absorción neta de C atmosférico aumenta significativamente con la diversidad de los CC, mediante un aumento en el transporte de fotoasimilados a las raíces y rizósfera, logran destacar la importancia de una mayor tasa de fijación de CO₂ de la biomasa aérea (Figura 1b) y una mayor eficiencia en la translocación del C a los compartimientos subterráneos (raíces- Figura 1a- y microorganismos simbioses- Figura 1c y 1d) y un tiempo de residencia mayor en ellos, como se observa en la Figura 1. Así, Gentsch *et al.* (2020) entregan resultados concluyentes que destacan la importancia de una cobertura vegetal continua en lugar del barbecho para la mejora del ciclo del C en los agroecosistemas; ya que el CC genera una absorción neta significativa de CO₂-C atmosférico respecto de la pérdida constante de C por respiración de organismos heterótrofos en sitios bajo barbecho. Además, la mejora en la eficiencia de absorción de C por los CC más diversos, se debe a la estratificación vertical de la biomasa aérea que genera una mayor proporción de hojas fotosintéticamente activas, incrementando el posterior input de C al suelo.

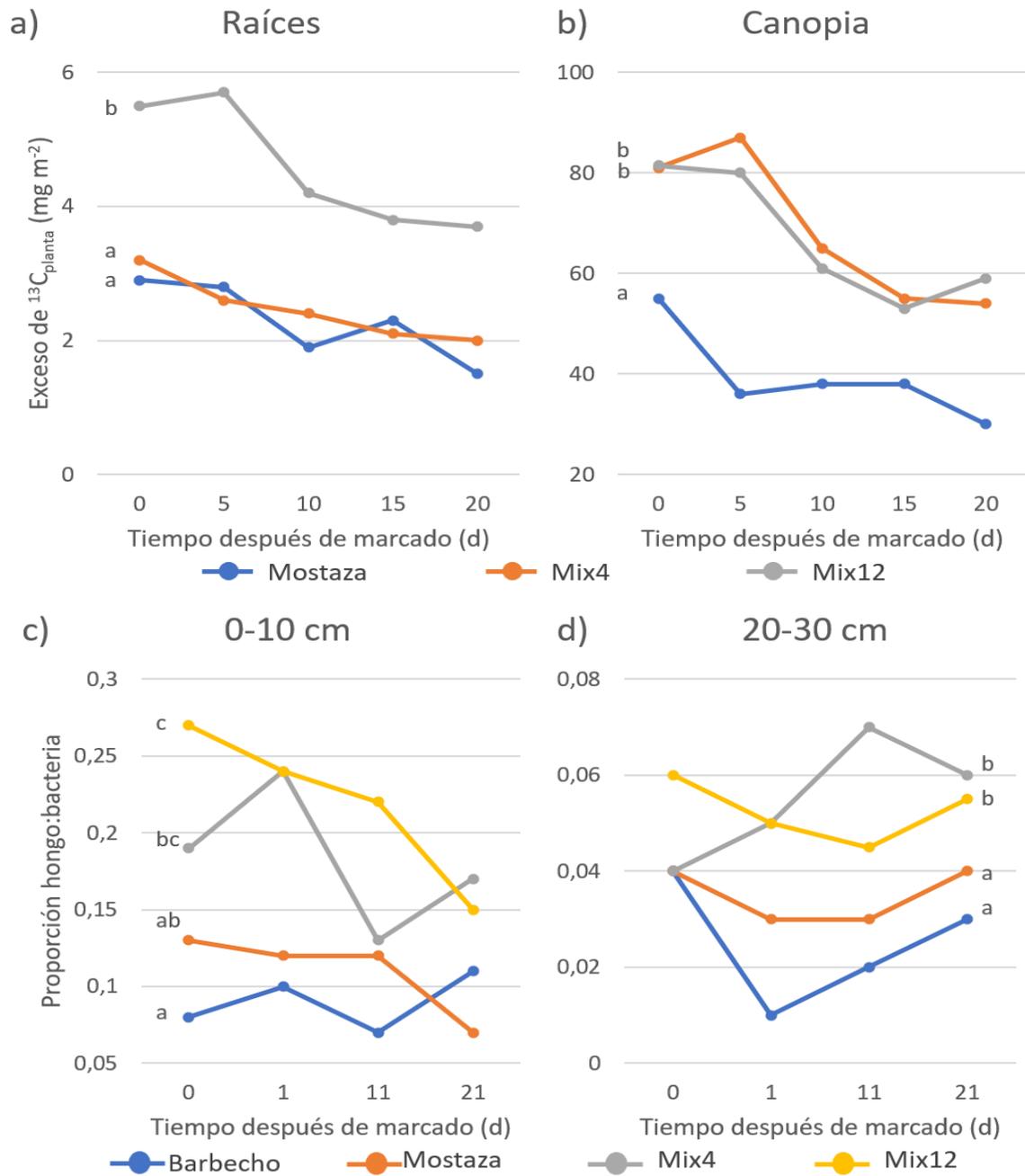


Figura 1. Arriba, exceso de ¹³C en raíces (a) y brotes (b) de los CC (mostaza, mezcla de 4 especies y mezcla de 12 especies) luego de marcados. Abajo, razón de ácidos grasos fosfolípidicos fúngicos sobre bacterianos en superficie hasta los 10 cm (c) y entre los 20 y 30 cm (d) a distintos tiempos de muestreo luego de la aplicación del marcador (CC previos más condición de barbecho). (Fuente: Adaptado de Gentsch *et al.*, 2020).

Entonces, y como se logra observar en el Cuadro 5, la incorporación de CC en una rotación de cultivos en el largo plazo puede brindar un mayor secuestro de C, aumentando el COS principalmente en las capas más superficiales del suelo (Austin *et al.*, 2017; Autret *et al.*, 2016; García-González *et al.*, 2018; Poeplau y Don, 2015; Quemada *et al.*, 2020), especialmente al acoplarse a otras prácticas conservacionistas como la cero labranza; aunque, del Cuadro 2 se infiere la destacada importancia en el cambio generado en el COS que tiene el aumento de las entradas de CO por los CC por sobre el efecto de la disminución de la mineralización por la reducción de labranza, incluso ante la eliminación del rastrojo del CP (Austin *et al.*, 2017; Autret *et al.*, 2016; Chenu *et al.*, 2019). Además, se debe mencionar que la medición del COS tiende a realizarse hasta los 30 cm de profundidad en la mayoría de los estudios, frente a lo cual se señala que esto puede conducir a conclusiones erradas del cambio de C del suelo (Tautges *et al.*, 2019).

Lo observado en esta revisión, se condice con los resultados del meta-análisis de Daryanto *et al.* (2018), quienes determinan que, a lo largo de diferentes regiones climáticas y propiedades edáficas, los CC pueden aumentar la concentración y los reservorios de COS dentro de su respectiva profundidad de enraizamiento. Esto, sumado al hecho que en profundidad existen menores concentraciones de COS, significa que es posible aumentar con mayor eficiencia el COS en estas capas al utilizar CC con sistemas radicales profundos. Bolinder *et al.* (2020) también realizan un análisis de la literatura sobre los cambios de COS impulsados por la incorporación de CC respecto de la eliminación de residuos de cultivos sobre el suelo. Éstos indican que, por un lado, los resultados no siempre son consistentes entre las revisiones y que la interacción con la textura y el clima no es concluyente; además, los criterios de selección para la duración de los estudios son muy variables, dando lugar a conclusiones irregulares del efecto del tiempo sobre los cambios en el COS. Pese a lo anterior, los resultados de los efectos de los CC sobre el COS fueron más constantes, efecto impulsado por los insumos al proporcionar una fuente adicional de C de los residuos (aéreos y subterráneos) que ingresan al suelo, además de una reducción asociada en las pérdidas de COS por erosión del suelo, lo que es especialmente relevante para sistemas de cultivos leñosos como frutales y viñedos.

Diversidad y actividad de microorganismos. El rol esencial de los microorganismos abarca impulsar el ciclo, almacenamiento y secuestro del COS (Dungait *et al.*, 2012; Lehmann y Kleber, 2015; Schimel y Schaeffer, 2012), además de los nutrientes (N y P) del suelo. Aportan a la biodegradación y mineralización de sustratos orgánicos del suelo, generando nuevos metabolitos orgánicos. Si bien, esta acción puede ser vista como una disminución del almacenamiento de C al mineralizar la MOS, como fue mencionado en el punto anterior, este proceso aumenta los tiempos de residencia del C debido a que estos metabolitos tienen una alta afinidad por las fases minerales del suelo (Cotrufo *et al.*, 2013; Kallenbach *et al.*, 2015; Miltner *et al.*, 2012). La necromasa microbiana representa una fracción significativa y constituyente principal de la MOS estabilizada a largo plazo (Cotrufo *et al.*, 2013), resultando en el mantenimiento e incluso aumento de las reservas de COS.

La eficiencia del uso de C, es decir, la proporción de C que es respirado para producir una unidad de biomasa microbiana, de los distintos componentes bioquímicos de la MOS depende tanto de la dinámica de la comunidad microbiana y la diversidad de sus rasgos funcionales, como de la calidad de los insumos orgánicos (Chenu *et al.*, 2019). Además de los atributos microbianos, las tasas de biosíntesis y degradación se ven limitadas por la accesibilidad física al sustrato, tanto por los microbios como por sus enzimas, y por las condiciones de los micro-hábitats (oxígeno, pH, contenido de agua, recursos nutricionales), resultando crucial el riego (Pinheiro *et al.*, 2015; Ruamps *et al.*, 2011). De manera general, el clima, el pH y la protección física del suelo han sido documentados como factores primarios que controlan la estructura y composición de la comunidad microbiana (Schimel y Schaeffer, 2012). Es por esto que, el aumento de los niveles de aridez podría conducir a una disminución en la diversidad del suelo como resultado de la baja disponibilidad de agua; el acceso a los nutrientes se vuelve más limitado a medida que la sequía reduce el espesor de la película de agua. Así, frente a una remoción excesiva de los residuos, que deja expuesta la superficie del suelo a rápidos cambios físicos, químicos y biológicos, el establecimiento de CC es particularmente útil para proteger la comunidad microbiana del suelo (Cuadro 2) brindando cobertura y alimento (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

Lo anterior es apoyado por Lange *et al.* (2015), que señalan la influencia de la densidad de la comunidad vegetal sobre la actividad microbiana al reducir la evaporación de la capa superficial del suelo y produciendo exudados radicales. Esto cambia la actividad y composición de la comunidad microbiana que, al aumentar en diversidad, aumenta la respiración microbiana del suelo cambiando la actividad metabólica de los microorganismos hacia una actividad anabólica resultando en una mayor acumulación de necromasa con el tiempo. Así mismo, se ha observado una mejora en la diversidad funcional microbiana producto de las condiciones climáticas mediterráneas, especialmente precipitación y temperatura, que influyen en la tasa de descomposición del material vegetal y en la disponibilidad del C del suelo (Marinari *et al.*, 2015). Este aumento de la respiración microbiana también señala un aumento de la tasa de renovación de los rastrojos de las raíces y sus exudados. Por esto, se ha señalado que los compuestos más lábiles y fáciles de degradar contribuyen más a la MOS a largo plazo que los materiales ricos en lignina (recalcitrantes), especialmente en suelos arcillosos (Cotrufo *et al.*, 2013), ya que los sustratos fácilmente degradables, con mayor energía disponible y menor proporción C:N, se procesan con una alta eficiencia microbiana en el uso de C (Wieder *et al.*, 2014). Los compuestos solubles migran en el suelo entre superficies minerales, alcanzando locaciones donde pueden protegerse (Chenu *et al.*, 2019), lo que se relaciona a los atributos de las raíces finas y hongos micorrízicos arbusculares (HMA), que promueven el encuentro y unión de las partículas del suelo (Verbruggen *et al.*, 2016).

Es por esto que existe una fuerte relación entre el manejo agrícola, la fisiología microbiana y la conversión de nuevos insumos de C en COS (Gentsch *et al.*, 2020; Kallenbach *et al.*, 2015). Los manejos orgánicos mantienen comunidades microbianas con distintas fisiologías, modificadas por las diferencias en fertilización y aplicaciones de agroquímicos, entre otros manejos, como el método y frecuencia de labranza, siendo el uso de CC el que más contribuye; especialmente, cuando se incluyen especies fijadoras de N que aumentan la

calidad, diversidad y frecuencia de los residuos vegetales a la biota del suelo (Cuadro 1), respecto de las rotaciones que solo incluyen CP y períodos de barbecho. Se ha comprobado que las comunidades de bacterias y hongos difieren según la secuencia de rotación del cultivo, lo que probablemente se deba a la presencia, disponibilidad y descomposición de residuos aéreos y radicales variables, siendo este también el mecanismo mediante el cual los CC afectan las comunidades microbianas del suelo (Detheridge *et al.*, 2016; Nair y Ngouajio, 2012).

Lo anterior es discutido por Daryanto *et al.* (2018) quienes, además, señalan que existe una fuerte relación entre el C y N proveniente de la biomasa microbiana del suelo con el crecimiento y rendimiento del CP siguiente. Una optimización de este servicio permitiría sincronizar los tiempos de liberación de nutrientes desde los CC con la demanda de nutrientes por el CP siguiente, como se discute más adelante, considerando que las condiciones edafoclimáticas y de manejo pueden afectar la biomasa microbiana; por ejemplo, el P de la biomasa microbiana puede llegar a reducirse dramáticamente en suelos arados, resultando en que el método de terminación del CC determine el efecto neto de los CC en la biología del suelo (Daryanto *et al.*, 2018). Otras prácticas complementarias permitirían optimizar el potenciamiento de las comunidades microbianas, como la aplicación de compost, sugerida por Nair y Ngouajio (2012). Estos autores estudiaron el efecto de dos CC (monocultivo y mezcla), con y sin compost, en la microflora y microfauna del suelo bajo un sistema de producción de tomate orgánico, observando un efecto mayor debido al abono sobre la respiración del suelo y mayor biomasa microbiana en suelos con CC de centeno y abono. El estudio arroja una fuerte correlación positiva entre la biomasa microbiana y la MOS y, entre las concentraciones de Ca, Mg y K del suelo con la biomasa microbiana; concluyendo que, los CC afectan la diversidad funcional microbiana tanto en monocultivo o mezcla, con diferencias marginales entre esos tratamientos en comparación con los tratamientos con y sin aplicación de compost.

Cuando evaluaron la estructura de la comunidad microbiana y la actividad biológica del suelo, Finney *et al.* (2017b) observaron una correlación positiva entre la biomasa vegetal aérea y la concentración total de ácidos grasos fosfolípidos del suelo, siendo esta mayor para los CC que para la comunidad de malezas presente en las parcelas de control. Este estudio, también encuentra que las especies de CC favorecieron grupos funcionales microbianos particulares distintamente, siendo los HMA más abundantes bajo CC de avena y centeno, mientras que, los hongos no MA se asociaron positivamente con CC de arveja. Estas asociaciones entre CC y grupos microbianos se presentaron tanto en monocultivos como en mezclas de CC. Al evaluar la actividad biológica del suelo, encontraron variaciones según el tratamiento y se correlacionó positivamente con el tamaño y la composición (proporción de hongos:bacterias) de la comunidad microbiana. Concluyen que existen efectos de los CC específicos de la especie sobre la composición de la comunidad microbiana del suelo que, en última instancia, influyen en la actividad biológica del suelo.

Los CC pueden reducir las limitaciones de C para los microbios, extendiendo el periodo de crecimiento activo y reduciendo pérdidas de C para el mantenimiento celular (Kallenbach *et al.*, 2015). Además, la capacidad mencionada de algunos CC de ser hospederos temporales

de inóculos de HMA brinda un legado de mayor abundancia de micorrizas, biomasa microbiana y actividad fosfatasa para el CP siguiente (Daryanto *et al.*, 2018; Hallama *et al.*, 2019). Esto último, es destacado por Detheridge *et al.* (2016) quienes demuestran que algunos CC afectan significativamente la comunidad de hongos del suelo con niveles más bajos de hongos endofíticos de raíces, siendo el nitrato-N del suelo un determinante clave de la abundancia de varias agrupaciones ecológicas; estos efectos en las poblaciones de hongos del suelo persistieron en los cultivos de cereales posteriores, conduciendo a aumentos en las poblaciones de algunos hongos como *Mortierella*, implicado en la movilización de P, y *Cadophora*, implicado en la supresión de hongos fitopatógenos.

En síntesis, junto con la demostración de que la MOS con tiempo de residencia decenal es mayoritariamente microbiana (necromasa y metabolitos) (Miltner *et al.*, 2012), se sugiere que mientras aumente la abundancia y diversidad de descomponedores, aumentarán las tasas de descomposición de la MO, pudiendo resultar en un aumento de los suministros de COS y/o en una mayor proporción de COS con tiempos de permanencia prolongados (Gentsch *et al.*, 2020; Sanderman *et al.*, 2017). Es decir, el aumento en el almacenamiento de C está limitado principalmente por la integración de nuevo C en el suelo y en menor medida por la descomposición del C preexistente en el suelo (Lange *et al.*, 2015). Además, la actividad y composición de las comunidades microbianas del suelo, al ser una fuente de MO de ciclo lento, servirían como indicadores de la transferencia de C a formas sostenibles de COS de ciclo lento y, finalmente, la diversidad de plantas y las comunidades microbianas del suelo asociadas pueden contribuir significativamente al secuestro de CO₂ atmosférico (Gentsch *et al.*, 2020; Lange *et al.*, 2015).

Tautges *et al.* (2019) documentan que el aumento de N disponible en el suelo proporcionado por leguminosas, puede aumentar la eficiencia microbiana del uso del C; por otra parte, la mayor incorporación de C en los cuerpos microbianos implicará en el mediano plazo mayores reservas de COS (Lange *et al.*, 2015). Como se observa en la Figura 1, Gentsch *et al.* (2020) también observaron que el microbioma del suelo responde a mayores entradas de C de la rizosfera cambiando su estructura hacia una comunidad dominada por hongos y con un aumento en la biomasa de estos y de grupos actinobacterianos, dentro de los primeros 10 cm del suelo; sugieren un diseño especial de CC como herramienta para el manejo específico de la biota del suelo, para entregar funciones específicas deseadas y mejorar la entrega general de SE. El aumento de la rizodeposición y la transferencia de C hacia el microbiota del suelo favorecen el almacenamiento de C en el suelo (Steinbeiss *et al.*, 2008) porque los aportes directos a la matriz del suelo permiten un mayor grado de estabilización fisicoquímica, relaciones que pueden observarse en el Cuadro 2; los efectos de los SE de aumento de contenido de MOS, de actividad y diversidad microbiana y de estructuración/agregación del suelo, tienen comportamientos similares que se potencian entre sí.

Igualmente, Peregrina *et al.* (2014) documentan una correlación positiva entre el C de la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas de la b-glucosidasa y ureasa, que contribuyen a la mineralización de la celulosa, indicando que la nueva biomasa microbiana presente bajo los CC tiene dicha actividad enzimática. La medición de estas enzimas refleja el grado de descomposición de la MO y, en particular, la ureasa participa en la mineralización

orgánica del N mientras que, la b-glucosidasa se correlaciona a una mejora en la agregación ya que el CO particulado puede actuar como cementante estabilizador de macroagregados (Six *et al.*, 2002) y, a su vez, conforma un sustrato para la actividad de la b-glucosidasa. Es decir, observar un potenciamiento de estas enzimas indica una mejora en las propiedades del suelo y en los ciclos del C y N. Finalmente, indican que la utilización de un CC permanente (como también se observa en el Cuadro 2), como la vegetación residente que no requiere resiembra y, por lo tanto, labranza del suelo, es más apropiado para mejorar estos parámetros del suelo.

Respecto al aporte de los CC a los agroecosistemas perennes, un estudio similar realizado en un huerto de manzanos, en donde se evaluó el efecto de los CC sobre el rendimiento considerando tratamientos con malezas y fertilizantes químicos, resultó en cambios en la composición de la red y la comunidad microbiana del suelo (Zheng *et al.*, 2018). El aumento observado por Zheng *et al.* (2018) de genes específicos, involucrados en la degradación de celulosa, hemicelulosa y celo-oligosacáridos, intensificó las actividades enzimáticas del suelo y contribuyó a incrementar el contenido de MOS; luego de 9 años de crecimiento del CC el rendimiento de manzana aumentó significativamente. Un análisis de Castellano-Hinojosa y Strauss (2020), sobre la importancia de los CC en sistemas de cultivos leñosos, comparó mezclas de CC y cero o mínima labranza versus sistemas de monocultivo, labranza tradicional y fertilización inorgánica, indicando que en el primer caso se observa un aumento de la MOS y la abundancia y diversidad microbiana, generando efectos positivos sobre los ciclos del C, N y P. Los autores, señalan el poco conocimiento existente sobre las variedades, el momento y la contribución de los CC a los agroecosistemas perennes, atribuyéndolo a las diferencias en el manejo entre sistemas anuales y perennes; el efecto de los CC en el microbioma de la rizosfera arbórea es en gran parte desconocido, así como el de múltiples especies de CC. Además, se entiende que la superficie disponible para establecer CC en sistemas perennes, en comparación a sistemas anuales, limita el alcance del efecto del CC, pudiendo prolongar el tiempo necesario para mejorar el ciclo de nutrientes y provocar una variación espacial en el microbioma del suelo entre la hilera central y la hilera de árboles.

Por otro lado, como es posible observar en el Cuadro 5, se encontraron un par de publicaciones interesantes, aunque con resultados no significativos o poco concluyentes, como el de Chamberlain *et al.* (2020) que investigaron las comunidades bacterianas del suelo asociadas con el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) o soja (*Glycine max* L.), para determinar si la primera temporada de CC tenía un impacto sobre las bacterias del suelo en estos sistemas. Indican que factores como el pH, la MOS, la humedad y la disponibilidad de nutrientes tienen más impacto en la composición de la comunidad bacteriana que la comunidad vegetal. De los factores abióticos medidos, el pH explica la mayor variación en las comunidades bacterianas, seguido de la MOS. Por otro lado, observaron diferencias entre las comunidades microbianas de maíz y de soja cultivados continuamente, mientras que en la rotación anual maíz-soja eran similares en ambas fases del CP en donde, además, la incorporación de CC en el sistema de rotación no resultó en cambios significativos en la comunidad bacteriana del suelo. Como indican los autores y se ha discutido en este trabajo, debido a que los CC son capaces de ejercer cambios en la MOS en el largo plazo, y con ello los cambios asociados a otros parámetros químicos del suelo como el pH, la respuesta de la comunidad microbiana

frente a la inclusión de los CC en las rotaciones anuales se encuentra limitada por el correcto establecimiento del CC, su permanencia en el campo (largo de temporada de crecimiento) y el tiempo de uso en el sistema (inclusión histórica del CC en el sistema).

Otro estudio, realizado por Cates *et al.* (2019) también resultó en que las tasas de descomposición y la composición microbiana no fueron afectadas por los tratamientos de CC en relación con los controles sin CC. Este estudio, que comparó un CC anual con un CC perenne en sistemas de cultivo de maíz, buscaba evaluar la influencia en la descomposición de los residuos del maíz (por medio de bolsas de rastrojo) o en las comunidades microbianas (por medio de metanómica de escopeta) y su efecto sobre las reservas de C microbiano. Sin embargo, ambos tipos de CC aumentaron el C potencialmente mineralizable, indicando que el C disponible microbianamente fue impulsado por los CC. El efecto sobre los depósitos dinámicos de COS sugiere que la influencia positiva a largo plazo, de los CC sobre la protección del suelo y la retención de nutrientes, está relacionada a aumentos en la cantidad, momento y calidad de los aportes de C.

Efecto en la dinámica y los flujos del agroecosistema

Existen otras influencias que los CC son capaces de ejercer en el ambiente, en parte debido a los efectos ya mencionados en las propiedades del suelo, que guardan relación con la interacción entre el sistema suelo, la atmósfera y los componentes bióticos que componen el paisaje agrícola. En la actualidad, el diseño de sistemas agrícolas sustentables y resilientes considera la salud general del agroecosistema mediante el potenciamiento de su multifuncionalidad, vale decir, que el sistema productivo brinde diversos SE y no solo considere las respuestas agronómicas convencionales de rendimiento del CP y los costos económicos asociados, sino que, además, aumente su resiliencia y aporte a la mitigación del cambio climático y los conflictos potenciales futuros que pueden conllevar (Esse *et al.*, 2019). Este es el caso de los ecosistemas con suelos altamente degradados, en donde no solo se espera aumentar su resiliencia, que es la habilidad del suelo de mantener sus funciones clave bajo tensiones internas y externas, principalmente climáticas y por manejo (Blanco-Canqui y Francis, 2016), sino que, en primer lugar, se busca restaurarlos para evitar su abandono y, en el mediano y largo plazo, recuperar la oportunidad de alcanzar un nivel de productividad suficiente, sin necesitar el aumento sustancial de insumos externos, asegurando la conservación de los recursos naturales, la biodiversidad y los SE (Foley *et al.*, 2005; Barral *et al.*, 2015; Blanco-Canqui y Francis, 2016; FAO, 2017; Gobely *et al.*, 2018; IPBES, 2018).

Los flujos e intercambios de energía y materia, como los procesos erosivos, las fluctuaciones de temperatura, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), el balance hídrico, los riesgos de contaminación difusa de cuerpos de agua por nitratos, entre otros, son aspectos fundamentales que requieren alternativas viables de control para mejorar la salud de los ecosistemas mundiales. De igual forma, la necesidad de disminuir el uso de prácticas muy intensivas y de insumos altamente contaminantes en el campo, abre aún más la posibilidad de incluir a los CC dentro de los programas de manejo integrado de fertilización, de malezas y de plagas y patógenos, sin ir en desmedro de los rendimientos esperados y la rentabilidad del ejercicio agrícola. En esta sección, se exponen los principales SE que los CC son capaces de brindar para restaurar y aumentar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas que los incorporen y, de la misma forma, se incluyen las consideraciones más importantes para que las compensaciones entre un servicio y otro den como balance neto una mejora, tanto en los parámetros agronómicos como ambientales.

Control de procesos erosivos del suelo

Como se ha podido ir vislumbrando, los paisajes agrícolas son altamente dinámicos y modelados continuamente por sus diversos factores (clima, topografía, cobertura vegetal, usos y manejos), definiendo y determinando las interacciones entre sus componentes biofísicos. Por ejemplo, el nivel de erosión del sistema depende de la capacidad erosiva de sus agentes y de la erodabilidad del suelo. La erosión del suelo es un proceso de degradación natural en donde se pierde parte de su material por la acción de agentes erosivos, como el

agua y el viento, mientras que, su erodabilidad, corresponde al nivel de susceptibilidad o vulnerabilidad de ser erosionado (Lal, 1991). Las actividades humanas en el suelo han acelerado las tasas de erosión hasta 100 veces por sobre los niveles naturales (Sanderman y Berhe, 2017), provocando cambios importantes en los ciclos biogeoquímicos terrestres y en la retroalimentación climática (Quinton *et al.*, 2010).

El proceso erosivo considera la movilización, el transporte y la deposición del suelo, fases que afectan el ciclo del C. La estabilidad de agregados constituye un factor clave en la aceleración de la erosión, degradación y desertificación irreversible de los suelos (Kosmas *et al.*, 2013; Quinton *et al.*, 2010), existiendo una estrecha relación con el contenido de MOS y la cubierta vegetal, cuyas pérdidas provocan una fácil ruptura de agregados, aumentando la erodabilidad del suelo (Cantón *et al.*, 2009). Al moverse el material del suelo, su estructura se ve alterada, aumentando la tasa de mineralización y perdiendo más del 20% del COS total como CO₂ (Quinton *et al.*, 2010). La mineralización aumentada, como se ha comentado anteriormente, produce una mayor cantidad relativa de N y P disueltos, constituyendo una ruta importante de pérdida de fertilidad del suelo en el largo plazo. De la misma forma, la pérdida del horizonte más superficial y rico en CO, constituye la ruta más importante de pérdida de COS, por lo cual se han estudiado las potencialidades de la inclusión de los CC para aumentar las entradas de COS, mediante la producción de biomasa, y disminuyendo las pérdidas, al sostener esta porción del suelo con las raíces y cubrirlo con su canopia, evitando el arrastre del sedimento fuera del sistema (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

Características como la densidad, longitud y diámetro de las raíces influyen fuertemente en la estabilidad del suelo, su porosidad e infiltración (Cuadro 1) y, por ende, los atributos de las raíces influyen en su capacidad para resistir la desagregación cuando se somete a fuerzas disruptivas; algunas investigaciones resaltan el rol de las raíces finas (por densidad y diámetro) en la reducción de la escorrentía y erosión (Gyssels *et al.*, 2005), y otras resaltan el rol del mayor volumen radical, producto de una mayor longitud de raíces gruesas, en la infiltración y drenaje del suelo (Yu *et al.*, 2016). Además, el manejo de la erosión requiere comprender los efectos de los atributos funcionales de las partes aéreas de las plantas, como la densidad de hojas, área de tallo, área de hoja, entre otras, que pueden tener un efecto en la rugosidad hidráulica, brindando una nueva perspectiva para el diseño de CC multiespecie con el objeto de reducir la erosión y conservar el agua (Faucon *et al.*, 2017).

Hasta ahora, se han discutido los efectos de la pérdida del material removido, donde la producción primaria disminuye exponencialmente a medida que aumenta la erosión, básicamente porque disminuyen los aportes de N y P y se degrada la estructura del suelo (Larney *et al.*, 2009), mermando consigo la disponibilidad de agua a medida que disminuye el espesor del suelo, lo que reduce el potencial de reemplazo dinámico del COS por material vegetal. Todas las pérdidas mencionadas ponen en marcha una retroalimentación degenerativa, en donde la disminución de biomasa aumenta aún más la erodabilidad y, por tanto, la pérdida de nutrientes; por el contrario, en los sitios deposicionales de este material removido, el contenido de nutrientes y de C puede aumentar, conllevando a una mayor productividad primaria y una retroalimentación positiva sobre la fertilidad del suelo, el

crecimiento de las plantas y la resistencia a la erosión (Quinton *et al.*, 2010), como explica de manera general la Figura 2.

Al igual que los CC, los movimientos laterales de C propios de los procesos erosivos, despiertan cuestionamientos respecto de si deben ser considerados como fuente o sumidero atmosférico neto (Sanderman y Berhe, 2017; Wang *et al.*, 2017; Yue *et al.*, 2016). Se ha evaluado el impacto de la erosión antropogénica del suelo en los flujos de C y sus resultados enfatizan la necesidad de controlar la erosión, por los beneficios que trae a la calidad del suelo y a la entrega de sus SE, que se ve agravada por extremos climáticos y el aumento en la demanda de alimentos (Wang *et al.*, 2017). Finalmente, se reduce a una cuestión de perspectiva la disyuntiva de si la erosión del suelo representa una fuente o sumidero neto de C (Sanderman y Berhe, 2017). Se señala que el C erosionado desde un sitio no se ha perdido del todo, sino más bien ha sido transportado pendiente abajo, terminando en un entorno deposicional donde puede estar más estable que de haberse mantenido en la porción más alta del paisaje (Berhe *et al.*, 2012; Chaopricha y Marín-Spiotta, 2014; Quinton *et al.*, 2010). Tomando en cuenta esto, el reemplazo dinámico del C perdido de la superficie del suelo que se erosiona igualmente produce un sumidero neto para el CO₂ atmosférico. Entonces, probablemente el sumidero de C total inducido por la erosión global sea superior y, a su vez, represente una mayor proporción de las emisiones de C por los cambios antropogénicos de la superficie terrestre (Sanderman y Berhe, 2017).

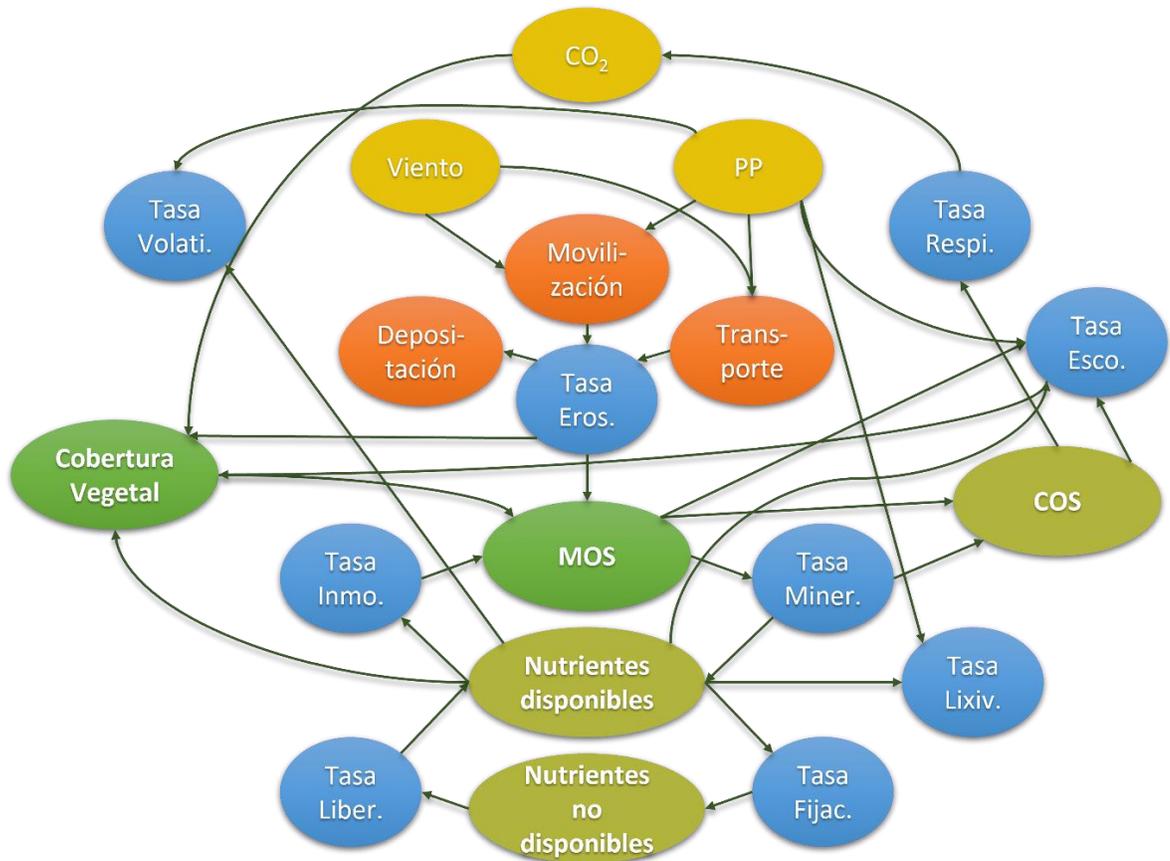


Figura 2. Esquema de la dinámica del C dentro del agroecosistema. Se muestran flujos (flechas), procesos (procesos erosivos=círculos naranjos; tasa erosiva y de otros procesos=círculos azules), estados de cobertura vegetal y contenido de MOS (círculos verdes oscuro), contenido de COS y nutrientes del suelo (círculos verdes claro) y agentes externos involucrados en los procesos y flujos del carbono durante el proceso erosivo (círculos amarillos).

La Figura 2 expone los componentes involucrados en la dinámica erosiva y los flujos de sedimento en el paisaje agrícola. Se observa que la tasa erosiva aumenta cuando se inician procesos de movilización, en donde se rompen los agregados del suelo, empeorando su estructura y exponiendo una mayor superficie de las partículas del suelo, aumentando los riesgos de ser transportados fuera del sitio lo cual, al producirse, aumenta aún más la tasa de erosión al arrastrarse ese sedimento hacia otro lugar, hasta alcanzar un sitio donde pueda depositarse. Si aumentan los fenómenos de movilización y transporte se ve aumentada la tasa erosiva, pero en situaciones en donde este proceso está dominado por fenómenos de depositación, que involucra una disminución en la tasa erosiva, el sedimento llega a un lugar donde se estabiliza, aumentando el contenido del suelo. La comprensión del proceso descrito permite destacar que este reemplazo dinámico se hace mediante el sedimento y que existen pérdidas de nutrientes, por procesos de escorrentía, lixiviación y volatilización, que no son reemplazadas en el proceso de depositación. La cobertura vegetal influye directamente en

estas pérdidas, aportando con sus procesos fisiológicos y metabólicos (no detallados en la Figura 2) al ciclado de nutrientes y a disminuir las pérdidas, además de aportar directamente al contenido de MOS, disminuyendo la erodabilidad del suelo.

En resumen, si bien la erosión acelerada del suelo actúa como sumidero neto de CO₂ atmosférico (Berhe *et al.*, 2007), como es posible apreciar en la Figura 2 y se verá en mayor detalle más adelante, también se están transportando cantidades sustanciales de nutrientes en el suelo erosionado. Estos nutrientes no se reemplazan a través del proceso de sumidero que se induce con la erosión, disminuyendo la fertilidad natural del suelo, resultando en menor desarrollo de biomasa protectora y mayores tasas de erosión de la capa superficial del suelo y de los nutrientes esenciales asociados, con la consecuente degradación del recurso e incluso la desertificación de muchas regiones (Sanderman y Berhe, 2017). Todo lo señalado apunta a que esto no debe ser visto como un respaldo para permitir que la erosión continúe en suelos agrícolas, ya que atenta contra la seguridad alimentaria y la calidad ambiental. Es por esto que, en esta sección, se detallan los resultados del uso de CC para combatir y remediar la erosión a partir de 17 publicaciones que están resumidas en el Cuadro 6, con el respectivo detalle en el Apéndice 1.

Cuadro 6. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre parámetros medidos para evaluar el servicio ecosistémico (SE) de control de procesos erosivos.

Prm.	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Escorrentía	(%)			13
	Pueden disminuirla en cantidad, tiempo total y velocidad, retrasar su inicio y filtrar el sedimento arrastrado; varía según distribución e intensidad de precipitaciones, pendiente del terreno y biomasa del CC.			
	+(0)	+(0)	+(0)	
	+/- (1)	+/- (2)	+/- (0)	
Erosión	(%)			14
	Disminuyen significativamente la erosión hídrica y eólica del suelo: disminuyen su erodabilidad y amortiguan la acción de agentes erosivos; varía según establecimiento oportuno, nivel de cubrimiento del suelo y tiempo de permanencia.			
	+(0)	+(0)	+(0)	
	+/- (0)	+/- (0)	+/- (0)	
	-(6)	-(5)	-(3)	
	-(6)	-(7)	-(3)	

* CC_{temp}: CC establecidos por vez única o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento de tasas de erosión o escorrentía, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución de tasas de erosión o escorrentía; S/I: sin información dentro del período estudiado; # número de publicaciones con resultados para cada parámetro.

Erosión por agua. El agua puede erosionar el suelo mediante distintas formas, pero el principal proceso es por las gotas de lluvia o agua de riego que golpean el suelo con gran energía y desprenden fácilmente las partes más superficiales del suelo (Robačar *et al.*, 2016). Como ya se anticipó en este trabajo, cuando el suelo presenta una baja estabilidad al agua u horizontes compactados, puede no ser capaz de absorber el agua de lluvia o riego, sobrepasando la capacidad de infiltración, produciendo escorrentía superficial que arrastra mayor o menor cantidad de sedimento según su velocidad, la que aumenta con la pendiente del terreno. Este disgregamiento del suelo moviliza las partículas de suelo a mayor o menor velocidad según su tamaño, lo que puede producir un sellamiento superficial de los macroporos abiertos a la atmósfera producto de la acumulación de partículas finas (Nouri *et al.*, 2019), reduciendo la infiltración del agua y aumentando el transporte de sedimento (Lado *et al.*, 2004).

Los suelos, con uso agrícola, especialmente erodables por agua corresponden a aquellos bajo sistemas de cultivo con periodos de barbecho, donde el nivel de rastrojo es bajo o es sacado del sistema para uso externo, o a los de huertos frutales sin cobertura vegetal. La erosión del suelo agrícola inducida por agua está influenciada por la pendiente del suelo, su contenido de partículas primarias (menor erodabilidad a mayor contenido de arena), la labranza, la selección de cultivos, la dirección u orientación de la siembra y la cantidad, distribución e intensidad de la lluvia o el riego (Bonilla y Johnson, 2012; Novara *et al.*, 2011; Quinton *et al.*, 2010; Keestra *et al.*, 2018). Como ya se mencionó, este proceso impacta las reservas de COS y altera los flujos de CO₂ intercambiado con la atmósfera, por lo que la medida en que la movilización y deposición conllevan al almacenamiento de C depende fundamentalmente de cuánta de la acumulación deposicional es reemplazada por el COS recién producido, derivado de las plantas en los sitios de erosión (Quinton *et al.*, 2010). Otro impacto importante se refiere a los nutrientes y a cualquier otro compuesto (agroquímicos u otros contaminantes) ubicado en la capa más superficial del sistema, siendo más propensos de ser arrastrados tanto en el sedimento como disueltos en la escorrentía. Finalmente, este flujo superficial no solo significaría una disminución de la fertilidad del suelo, también podría convertirse en una fuente importante de contaminación difusa de cuerpos de agua, produciendo graves daños a la hidrología local y planetaria (Blanco-Canqui, 2018).

Todo lo anterior demuestra que la mitigación de la escorrentía y de los riesgos de erosión conforma una problemática clave a solucionar en los sistemas productivos degradados o que buscan aumentar su sustentabilidad. Frente a esto, la literatura señala que los CC brindan este SE mediante diversos mecanismos preventivos y mitigadores; como ha sido mencionado, ofrecen una cubierta protectora al suelo que absorbe la energía de los impactos de las gotas y reduce el desprendimiento de agregados, además de promover la formación de agregados húmedos estables; además, pueden controlar la escorrentía al aumentar la rugosidad superficial del suelo, demorando su inicio, interceptándola y reduciendo su velocidad, lo que aumenta el tiempo de oportunidad de infiltración, acortando los eventos de escorrentía (cuadros 1 y 9; Figura 1) (Blanco-Canqui *et al.*, 2011; Blanco-Canqui *et al.* 2013b; Blanco-Canqui, 2018). Ahora bien, en casos en donde no es posible disminuir la escorrentía debido a pendientes muy elevadas o precipitaciones muy intensas, o cuando los CC no son capaces de mejorar significativamente o en el corto plazo las propiedades del suelo, la literatura indica

que los CC que brindan una cobertura rápida, densa y uniforme en el suelo (como gramíneas, Cuadro 1; Figura 1), pueden igualmente amortiguar la pérdida erosiva al brindar protección física, anclando y estabilizando el suelo con sus sistemas radicales, filtrando además el flujo de agua, reduciendo la concentración de sedimento arrastrado (cuadros 2 y 6) (Blanco-Canqui, *et al.*, 2013b; De Baets *et al.*, 2011).

Lo mencionado es tan relevante que se ha logrado determinar que, por ejemplo, un aumento en el COS, especialmente en suelos con pendiente, podría estar determinado en gran medida por el rol que juegan los CC en la prevención y mitigación de la erosión del sedimento y los nutrientes del suelo, señalando que podría sobreestimarse en esta cuantificación el aporte producto del secuestro de C por parte de los CC (Novara *et al.*, 2019). Por esta misma razón, el uso de CC en sistemas de cero labranza sería más efectivo para reducir la erosión por agua que en sistemas de labranza tradicional, en donde los residuos aéreos y radicales, tanto del CC como del CP, son removidos y enterrados como abono verde, minimizando los servicios de protección y reducción de la erosión del suelo, que de otra forma brindaría el acolchado formado por la interacción de los residuos del CP con los del CC (Kaspar y Singer, 2011), como es posible de observar en el Cuadro 2. El manejo con CC permanente tiene un fuerte efecto positivo sobre la mitigación de la erosión, a la vez que los rastros en superficie también tienen un efecto positivo, pero más variable sobre esta capacidad, mientras que el manejo como abono verde tiene un fuerte efecto negativo sobre este SE.

Como ya ha sido mencionado, entre las especies de CC pueden existir distintos efectos sobre la erodabilidad del suelo debido a las diferencias en sus características radicales como longitud, radio, densidad, distribución, morfología y grosor. De manera general, existe una reducción en la erodabilidad del suelo a medida que la biomasa radicular de los CC aumenta (Gyssels *et al.*, 2005), en donde el efecto positivo de los CC en restaurar la erosión se relaciona más con su establecimiento total, mientras que al inicio de su fase de crecimiento este efecto es más variable, ya que depende de la tasa de crecimiento del CC. También, la longitud y el radio promedio radicular pueden ser un parámetro clave en la conductividad hidráulica del suelo (Yu *et al.*, 2016), ya que, si bien los CC de raíces pivotantes tienen una habilidad más limitada para sostener las partículas del suelo que los de raíces fasciculadas, la profundidad de las primeras puede ser más efectiva para penetrar capas compactadas y aumentar la infiltración del agua que los de raíces superficiales (Cuadro 1) (Trükmann *et al.*, 2006).

Otro aspecto importante de los CC que determina su aporte al control de la erosión y escorrentía, además de los ya mencionados, corresponde al nivel de producción de biomasa, no solo porque su producción supone una mayor evapotranspiración y el consecuente uso del agua del suelo, sino que debido a que una producción muy limitada, como se observa al inicio del período de crecimiento del CC, no logra proteger el suelo y reducir fluctuaciones abruptas en los ciclos de congelamiento-derretimiento y secado-humedecimiento, los que debilitan los agregados y aumentan su desprendimiento. Esto indica que las siembras tardías o terminaciones tempranas de los CC limitan los efectos en el control de la erosión por agua debido a entradas limitadas de biomasa (Blanco-Canqui, 2018). Por ello, se buscan especies o mezclas de ellas que logren un establecimiento rápido y uniforme y, sobre todo, que brinden

una alta producción de biomasa total, parámetro altamente relacionado con los SE de los CC (Finney *et al.*, 2016). Otros autores señalan que es posible optimizar este servicio reduciendo lo más posible la superficie y/o la duración del suelo desnudo, especialmente en el periodo post siembra del CC, pudiendo ser manejado de manera tal que se asegure la autosiembra en una fracción del huerto cada año (Gómez *et al.*, 2018).

En consecuencia, los servicios de prevención y mitigación de la erosión por agua y de la formación de escorrentía brindados por los CC son altamente efectivos, pero están determinados por factores sitio-específicos y de manejo: producción de biomasa, especie o especies utilizadas, momento de establecimiento del CC, método de labranza, manejo del CP, tipo de suelo, topografía y clima. Pese a esta variabilidad, existen revisiones de literatura basadas en meta-análisis que han estimado un promedio de reducción de pérdidas por escorrentía que van desde un 50% (Blanco-Canqui, 2018) a un 75% (Daryanto *et al.*, 2018), respecto de la condición de barbecho.

Erosión por viento. La erosión del suelo por efecto del viento corresponde a una de las principales formas de degradación de suelos en regiones áridas y semiáridas. Este tipo de erosión es una preocupación ambiental importante, sobre todo en escenarios complejos como zonas en proceso de desertificación, y está referida al proceso de arrastre y transporte de partículas del suelo, en donde los componentes más finos (y químicamente más activos) y el COS son transportados fuera del sitio por acción del viento (Tanner *et al.*, 2016). Además de ser causal de problemas a la salud, como se ha estudiado en otras latitudes al observarse la enorme distancia que alcanza el transporte de elementos potencialmente tóxicos (Zobeck y van Pelt, 2011), la emisión de polvo desde suelos agrícolas conduce a la degradación continua de la capa más superficial, afectando su fertilidad y estructura a través de la pérdida de partículas de limo y arcilla (Colazo y Buschiazzo, 2010; Tanner *et al.*, 2016). Este transporte de partículas y la consecuente remoción de agregados, produce cambios en la textura del suelo, disminuyen su profundidad y expone los agregados que no eran susceptibles a la erosión, pudiendo llegar al punto de irreversibilidad de este proceso (Colazo y Buschiazzo, 2010; Buschiazzo, 2006).

Debido a lo anterior, se puede inferir que el grado de susceptibilidad de un suelo a la erosión eólica responde a las propiedades físicas de esta porción superficial, incluyendo cobertura, rugosidad, resistencia a la compactación y al corte, contenido de agua y distribución y estabilidad del tamaño de los agregados (Zobeck y van Pelt, 2011). Generalmente, esta susceptibilidad ha sido evaluada midiendo la estabilidad y distribución del tamaño de agregados del suelo (Colazo y Buschiazzo, 2010), en particular, la estabilidad de agregado seco en los primeros 5 cm (Blanco-Canqui y Ruis, 2018), ya que este parámetro se ha considerado como un indicador de la resistencia del suelo contra la erosión eólica. Sin embargo, se ha discutido ampliamente que se debe desarrollar una prueba de estabilidad de agregados de naturaleza eólica (Tanner *et al.*, 2016), basada en los mecanismos de transporte eólico que actúan de manera diferente a los procesos fluviales en los que se basan la mayoría de las medidas de estabilidad de agregados (Kok *et al.*, 2012).

Por otro lado, al igual que la erosión por agua, estos eventos erosivos eólicos se relacionan fuertemente con las condiciones climáticas y, a su vez, se ven acelerados por las actividades agrícolas. El viento puede ser particularmente perjudicial para sistemas intensivos en suelos semiáridos de bajo contenido de agua al momento de la labranza, con una remoción o baja producción de residuos del CP, con períodos de barbecho largos o huertos frutales con suelo desnudo, pudiendo acrecentarse aún más a fines de invierno e inicios de primavera, cuando el aumento del viento coincide con los meses de mayor exposición del suelo (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). En zonas productivas con estas características, es esencial un aumento en la estabilidad de agregados secos, pero se debe mencionar que, a diferencia de la estabilidad de agregado húmedo, este parámetro ha mostrado inconsistencias en su mejoría con prácticas de conservación como la cero labranza, que ha exhibido mejoras en el contenido del MOS y en el tamaño y estabilidad de agregados a largo plazo dependiendo de la clase textural del suelo y la duración del manejo (Blanco-Canqui *et al.*, 2009; Blanco-Canqui y Ruis, 2018; Mitchell *et al.*, 2017; Nouri *et al.*, 2019). Para el caso de la erosión eólica, la cuantificación *in situ* del efecto a corto plazo sobre las propiedades del suelo y el potencial de erosión eólica no ha sido esclarecido del todo (Tanner *et al.*, 2016).

El cubrimiento del suelo (ya sea por cultivo establecido o sus residuos) sería el mejor manejo para reducir las emisiones de polvo desde los suelos agrícolas y para reducir el riesgo de erosión por viento, mejorando la calidad del aire y conservando la salud del suelo (Blanco-Canqui *et al.*, 2013b; Blanco-Canqui y Ruis, 2018). El establecimiento exitoso de CC de invierno y primavera, especialmente en ambientes áridos y semiáridos, disminuye la superficie expuesta al agente erosivo y ancla sus partículas al sistema radical, el que funciona como una malla que sostiene la capa susceptible de ser erosionada, además de mejorar el contenido hídrico y de COS, aportando aún más a la estabilidad de agregados y a la disminución de la erodabilidad del suelo (Colazo y Buschiazzo, 2010).

La literatura señala que los CC de gramíneas son más efectivos que los de leguminosas para reducir la erosión por viento, principalmente debido a la mayor altura, cantidad y descomposición más lenta de los residuos (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Por ejemplo, se ha indicado que las plantas reducen la velocidad del viento sobre las dunas lo que permite inhibir la erosión de la arena y potenciar su depositación, sin embargo, altos niveles de erosión exponen las raíces de las plantas y las capas del suelo a la evaporación, por lo que para lograr estabilizar la vegetación los procesos de erosión y depositación deben ser superados por una tasa de crecimiento que permita producir biomasa suficiente para estabilizar la duna (Kok *et al.*, 2012). Es por esto que, la posibilidad de mantener una alta humedad en superficie como medida de control de la erosión eólica al aumentar la cohesión de las partículas, resulta poco factible, sobre todo considerando que este proceso predomina en zonas con limitaciones en la disponibilidad de agua. Al respecto, la alternativa de manejo de suelos agrícolas en zonas semiáridas se debe basar en el uso de los rastrojos del cultivo principal como mulch superficial, a la espera del siguiente ciclo de cultivo, de manera de no incurrir en uso de agua innecesario.

Control de la dinámica y los flujos ambientales

Como se ha mencionado, la expansión e intensificación de la agricultura convencional ha aumentado los desafíos de los problemas ambientales asociados al cambio climático (emisiones de GEI y secuestro de C), pérdida de hábitats, degradación de los suelos (erosión y pérdida de fertilidad), calidad y cantidad de agua deficientes (Foley *et al.*, 2005; Casanova *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2017; FAO e ITPS, 2015). Se ha establecido que prácticas específicas como la reducción en la intensidad de labranza, el establecimiento de CC, la adopción extensiva de rotaciones de cultivos y la mejora en el manejo de la fertilización nitrogenada, podrían aportar a la reducción de las emisiones de GEI de los campos agrícolas, al tiempo que se aumenta la capacidad de adaptación del agroecosistema (Smith *et al.*, 2008; Bowles *et al.*, 2018; Kaye y Quemada, 2017; Abdalla *et al.*, 2019; Paustian *et al.*, 2016). Los CC no solo son considerados una práctica de agricultura conservacionista, también resaltan por ser una solución basada en la naturaleza (NBS, por sus siglas en inglés) (Keestra *et al.*, 2018) y es pieza clave del conjunto de prácticas de la agricultura climáticamente inteligente (CSA, por sus siglas en inglés) que configuran un medio viable para mitigar y compensar las emisiones de GEI de la agricultura, al disminuir las emisiones directas de N₂O y proporcionando un sumidero para la eliminación y almacenamiento del CO₂ atmosférico (Huang *et al.*, 2020; McNunn *et al.*, 2020).

Por otro lado, con el fin de cuantificar los efectos en la salud y productividad del suelo, un estudio reciente en base a simulaciones obtuvo que los CC, en general, si bien aumentarían las emisiones de GEI, por otro lado, disminuirían significativamente la temperatura del suelo y la lixiviación de nutrientes, en tanto la producción y el rendimiento de biomasa de CP mejorarían (Jian *et al.*, 2020). Así, el reemplazo de los barbechos invernales por CC en rotaciones intensivas o su establecimiento en suelos de huertos frutales, puede contribuir a la conservación de los recursos del suelo, al proporcionar una amplia gama de SE que pueden aportar a la restauración de suelos altamente degradados en un lapso mínimo de 4 años (García-González *et al.*, 2018). Los 48 estudios revisados y considerados para esta sección apuntan a establecer los efectos de los SE de los CC sobre indicadores del estado ambiental y sus cambios como el balance hídrico, lixiviación, flujos de CO₂, CH₄ y N₂O y temperatura, ya sea mediante ensayos en terreno o por simulaciones (Cuadro 7).

Cuadro 7. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre parámetros medidos para evaluar algunos servicios ecosistémicos (SE) relacionados a flujos.

Prm.	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Temperatura del suelo	(° C)			4
	Pueden amortiguar cambios bruscos, temperaturas extremas y ciclos de congelamiento-derretimiento; varía según clima, manejo y momento de evaluación.			
	+ (1)	+ (0)	+ (0)	
	+/- (1)	+/- (0)	+/- (0)	
	- (1)	- (3)	- (0)	
Respiración del suelo	CO ₂ (mmol m ⁻² s ⁻¹)			5
	Puede aumentar emisiones; varía según manejo, clima y momento de muestreo.			
	+ (2)	+ (1)	+ (0)	
	+/- (0)	+/- (0)	+/- (0)	
	- (0)	- (2)	- (0)	
Emisión de GEI	N ₂ , N ₂ O, CH ₄ (mmol m ⁻² s ⁻¹)			9
	Efecto no concluyente; varía según momento de muestreo, condiciones edafoclimáticas y manejo (método de terminación, especie(s) y fertilización).			
	+ (1)	+ (2)	+ (0)	
	+/- (2)	+/- (0)	+/- (0)	
	- (0)	- (4)	- (0)	
Contenido de agua del suelo	(%)			19
	Efecto no concluyente; varía según momento de evaluación, sistema de cultivo, condiciones edafoclimáticas y manejo del CC.	Puede aumentar; varía según momento de evaluación, sistema de cultivo, condiciones edafoclimáticas y manejo del CC.	Efecto no concluyente; varía según sistema de cultivo, condiciones edafoclimáticas y de manejo del CC.	
	+ (3)	+ (8)	+ (2)	
	+/- (2)	+/- (3)	+/- (0)	
	- (3)	- (1)		

(Continúa)

Cuadro 7. Continuación.

		N-NO ₃ y otras sales (mg L ⁻¹)		
Lixiviación	Disminuye sustancialmente; varía según especie, tasa de crecimiento y manejo del CC.		S/I	28
	+()	+(2)	+()	
	+/-()	+/(1)	+/-()	
	-(10)	-(17)	-()	

* CC_{temp}: CC establecido una vez o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; S/I: sin información dentro del período estudiado; # número de publicaciones con resultados para cada parámetro.

Temperatura del suelo. La temperatura del suelo juega un rol fundamental tanto en la producción de biomasa del CC y del CP, como sobre procesos del suelo: descomposición de residuos, agregación, almacenamiento de agua y actividad microbológica. Estos efectos locales, a su vez, tienen efectos globales al aumentar o disminuir directamente la emisión de GEI, especialmente en períodos de barbecho y con temperaturas extremas. Por ejemplo, los procesos de congelamiento y descongelamiento de las capas más superficiales del suelo afectan la estabilidad de los agregados y, con ello, aumentan la mineralización de los nutrientes protegidos en ellos (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Blanco-Canqui *et al.*, 2017). Por otro lado, los suelos desnudos que permanecen húmedos y/o presentan colores oscuros, disminuyen el albedo del sistema, absorbiendo la radiación incidente y aumentando rápidamente la temperatura, pudiendo llegar a generar niveles de evaporación considerables, perdiendo agua del sistema, disminuyendo su estabilidad estructural y aumentando las emisiones de GEI (Carrer *et al.*, 2018).

Los ensayos que miden este parámetro (Cuadro 7), indican efectos variados con un tendencia a señalar la capacidad de los CC de moderar la temperatura del suelo, interceptando la radiación incidente, aislando el suelo y reduciendo la amplitud de las fluctuaciones de temperatura en sus capas más superficiales (Blanco-Canqui *et al.*, 2011), tanto en el día como en la noche. Es decir, los CC tienen la capacidad de aumentar las temperaturas mínimas, disminuir las temperaturas máximas y extender el tiempo en el que se produce el cambio de una unidad de temperatura, pero estos efectos varían según la estación y el clima. Mientras que la reducción de la temperatura del suelo en verano puede reducir la evaporación y aumentar el almacenaje del agua, el efecto a fines de invierno y comienzo de primavera tendrá mayores o menores beneficios dependiendo fuertemente del clima. Un calentamiento lento del suelo en climas cálidos puede ser benéfico, pero en climas fríos, este retraso del aumento de la temperatura del suelo puede disminuir la germinación de las semillas, resultando en un establecimiento deficiente del CP (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

Esta capacidad moderadora de eventos extremos de temperatura también está determinada por el nivel de cobertura del suelo por parte de la canopia o bien de los rastrojos del CC

(Cuadro 2) y del CP (Dabney *et al.*, 2010), es por ello que, el manejo que se le dé al sistema (labranza) y la especie de CC afecta directamente este SE (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Para estos efectos, la cero labranza potencia el SE debido a que permite mantener los rastrojos en superficie, en vez de incorporarlos, e irán perdiendo su efecto con el tiempo al ir descomponiéndose. Como se ha comentado, la tasa de descomposición de los rastrojos varía entre especies al variar la proporción de C:N y la actividad microbiana. Por ello, como se observa en el Cuadro 1, las especies de CC más tolerantes a las bajas temperaturas (*Lupino sp.*, *Secale cereale*, *Brassica napus* L., por ejemplo) son capaces de proteger la superficie y moderar la temperatura del suelo más efectivamente al permanecer activos por más tiempo, de la misma forma que los residuos con mayor proporción de C:N (como gramíneas) al demorar más en descomponerse.

Emisión de gases de efecto invernadero. Existen evidencias que muestran que pequeños cambios en las existencias mundiales de COS podrían agravar o mitigar el efecto global de los GEI (Lal, 2016; Minasny *et al.*, 2017; Paustian *et al.*, 2016; Soussana *et al.*, 2019). Por esto, es que las iniciativas mundiales respecto de la mitigación de los GEI se basan en datos cuantitativos sobre las reservas (Jobbágy y Jackson, 2000) y flujos (Le Quéré *et al.*, 2015) del COS.

Por otro lado, se ha sugerido que el inventario del COS como parte de la evaluación de GEI puede ser sujeto de malentendidos (Minasny *et al.*, 2017), debido al proceso de reemplazo dinámico del COS que complejiza la perspectiva de las evaluaciones, como fue insinuado en secciones previas. Lo anterior en parte es debido a que los términos de secuestro y almacenamiento de C a veces son utilizados indistintamente, generando confusión. En esta revisión, se considera el secuestro de carbono como “el proceso de transferir CO₂ desde la atmósfera a una unidad suelo, a través de plantas, residuos vegetales y otros sólidos orgánicos que se almacenan o retienen en la unidad como parte de la MOS. El tiempo de retención o almacenamiento del C secuestrado en el suelo (depósito terrestre) puede variar desde un corto plazo (no liberado inmediatamente a la atmósfera) hasta largo plazo (milenios)” (Olson *et al.*, 2014). Entonces, un flujo neto de C desde la atmósfera al suelo sería positivo cuando el carbono logra ser efectivamente almacenado, en donde, además de la importancia del tiempo de residencia, también son relevantes otras condiciones: la velocidad de descomposición del material de entrada y el efecto promotor “priming” de la adición del C, dado que podrían favorecer la actividad de los organismos, la degradación del C pre-existente y sus emisiones a la atmósfera (Ovalle, 2020; Poeplau y Don, 2015).

Así, perfeccionar la capacidad de predecir los cambios en el COS como resultado de la futura cobertura del suelo y del cambio climático, requiere una evaluación detallada de la variabilidad espacial y temporal de los procesos de erosión y deposición/almacenamiento de C (Wang *et al.*, 2017). Como indica Huang *et al.* (2020), las evaluaciones regionales, con respecto a los efectos de los CC en la dinámica biogeoquímica del suelo, son esenciales para comprender y cuantificar mejor el rol de las prácticas de manejo del suelo para combatir el cambio climático. En la literatura se observa que, si bien los CC tienen un alto potencial para maximizar el almacenamiento de COS, el efecto de esta maximización sobre el flujo neto de

GEI del suelo es altamente sitio-específico (Cuadro 7), existiendo un gran impacto de la heterogeneidad espacial en la capacidad de los CC para mejorar la productividad de los cultivos y reducir otras emisiones de GEI (por ejemplo, metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O)) (Huang *et al.*, 2020; Quemada *et al.*, 2020). Entonces, no existe un escenario único que entregue una solución óptima común para todos los sitios y en la mayoría de los lugares existen diversas compensaciones entre la minimización de las emisiones de GEI, la reducción de la lixiviación de nitratos y la optimización del rendimiento (Quemada *et al.*, 2020), por lo que su efectividad es temporalmente variable y dependerá de las interacciones localizadas entre las propiedades del suelo, las condiciones climáticas, los patrones históricos de cultivo y las prácticas de manejo (McNunn *et al.*, 2020).

Por esto los modelos deben ser perfeccionados, calibrados y validados, de manera que sirvan para simular los efectos de los CC considerando la variabilidad sitio-específica y las compensaciones entre los distintos SE que se generan. Por ejemplo, un estudio ha señalado que el reemplazo del período de barbecho por los CC aumentaría el albedo de la superficie de Europa en un 4,17%; lo que es equivalente a una mitigación de $3,16 \text{ MtCO}_2 \text{ eq año}^{-1}$ en un lapso de 100 años, que a su vez equivale a un potencial de mitigación por unidad de superficie de CC introducido en Europa de $15,91 \text{ gCO}_2 \text{ eq año}^{-1} \text{ m}^{-2}$; potencial que variaría según permanencia en campo y disponibilidad hídrica (Carrer *et al.*, 2018). En dicho estudio, al identificar las áreas en donde el suelo es lo suficientemente oscuro (menor valor de albedo) como para que la introducción de CC sea rentable, se identifican áreas capaces de aumentar sustancialmente su efecto mitigador sobre las emisiones agrícolas anuales de GEI.

Como se ha sugerido en los análisis previos, existe un sinergismo entre la cero labranza y los CC sobre el aumento del COS, principalmente a través de la desaceleración de las tasas de descomposición del C del suelo y el aumento de las entradas de C acumuladas, respectivamente (Huang *et al.*, 2020), por lo que se ha postulado que se podría alcanzar una mayor reducción de los GEI del suelo con la presencia de los CC en superficie en vez de su incorporación, tal como se indicó en el Cuadro 2. Es decir, es posible adicionar biomasa al sistema con el uso de CC, pero los incrementos potenciales en las reservas de COS se ven muy reducidos en sistemas labrados (McNunn *et al.*, 2020). Además, la correlación positiva entre el aumento de COS y las emisiones de N_2O (Han *et al.*, 2017; Luo *et al.*, 2006), debido a la mayor disponibilidad de C para la biomasa microbiana, que potencia la desnitrificación heterotrófica, produciendo emanaciones de N_2O (Davidson *et al.*, 2000), modela la dinámica del balance de GEI, por lo que algunas simulaciones indican que los sistemas de cultivos actuales sin CC, en el largo plazo, conducirían a un balance anual de GEI que aumenta con el tiempo debido a que la mineralización del C del suelo no logra ser compensada con los bajos aportes de biomasa (Tribouillois *et al.*, 2018).

Lo anterior, se suma a la estrecha relación entre la fertilización total de N y las pérdidas totales de N gaseoso (Autret *et al.*, 2020), por lo que se destaca la importancia de ajustar las entradas de fertilizantes nitrogenados a las necesidades reales de los cultivos para evitar emisiones de GEI y mantener su balance negativo (Tribouillois *et al.*, 2018). Por ejemplo, el uso de CC de leguminosas involucra N adicional (Cuadro 1) (Basche *et al.*, 2014), especialmente si es enterrado como abono verde, lo que puede ayudar a reducir la necesidad

de fertilizantes sintéticos nitrogenados y asegurar que el rendimiento promedio de los cultivos principales se mantenga o aumente después de los CC (Cuadro 2) (Quemada *et al.*, 2020). El N adicional puede resultar en picos de acumulación de N inorgánico en el suelo al descomponerse el rastrojo del abono verde, impulsando las emisiones de N₂O durante la desnitrificación y nitrificación favorecidas por la disponibilidad de nitrato o amonio, respectivamente (Smith *et al.*, 2008). Por esto, se ha propuesto que si se contabiliza el aporte de N de las leguminosas usadas para reducir la fertilización, la reducción de las emisiones indirectas de CO₂ puede compensar las emisiones adicionales de N₂O del suelo y conducir a una reducción del balance neto del GEI, especialmente si permanecen por mayor tiempo en la rotación y contribuyen al aumento de rendimiento del CP en zonas limitadas de N (Quemada *et al.*, 2020). Esto significa que el manejo asociado a la incorporación de CC debe ir por la senda de una disminución en la fertilización sintética nitrogenada, para lograr un mejor acoplamiento con el ciclo del N del suelo y una reducción de sus pérdidas, como las emisiones indirectas asociadas a la escorrentía y lixiviación; sumado a esto, una disminución de la labranza y el uso de mezclas de CC que incluyan especies de bajas proporciones C:N, podría aportar a moderar las emisiones de GEI (Basche *et al.*, 2014; Kaye y Quemada, 2017).

Otros factores de variabilidad corresponden a las especies (Cuadro 1), en donde las gramíneas se mencionan con mayor capacidad para reducir las emisiones de N₂O respecto de las condiciones de barbecho, debido al secuestro de C, el uso del N del suelo y la reducción de la lixiviación (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Han *et al.*, 2017), Por su parte, a las leguminosas también se les atribuyen disminuciones en las emisiones de GEI, no solo al reducir el uso de fertilizantes sintéticos, sino también al disminuir las emisiones indirectas de N₂O de la lixiviación de NO₃⁻ y al aumentar la captura de C (Guardia *et al.*, 2019). Otro punto de variabilidad que se relaciona con el manejo de los tiempos, corresponde al momento de evaluación, ya que puede conducir a errores; Han *et al.* (2017) reportaron que los CC redujeron las emisiones de N₂O respecto a barbechos, pero, durante la temporada de crecimiento de los CP, los aportes adicionales de N de los CC se correlacionaron significativamente con las diferencias en las emisiones de N₂O entre tratamientos con y sin CC. Aun así, esto no significa que todo el N sobrante se perdió como emisión de N₂O, también puede haberse perdido a través de la lixiviación de NO₃⁻ y como N₂ durante la desnitrificación.

Otro factor corresponde al tiempo de terminación del CC, en donde se sugiere que, retrasando su término, por ejemplo, para controlar malezas, puede resultar en una mitigación adicional de las emisiones de CO₂ a través del componente albedo y a través de mayores insumos de C y fijación biológica de N (Alonso-Ayuso *et al.*, 2018). Finalmente, prestar atención a las emisiones totales de GEI a lo largo de la cadena productiva permite balancear entre medidas que reducen un GEI e influyen en las emisiones de otros GEI en diferentes etapas del manejo: emisiones de N₂O resultante de comunidad microbiana, de procesos de fabricación de fertilizantes nitrogenados, de manejos con estiércol u otras emisiones generadas por los insumos o por las labores de campo (Han *et al.*, 2017).

Balance hídrico. Las altas variabilidades de las condiciones climáticas actuales y futuras, como sequías e inundaciones y los riesgos de erosión acelerada ya revisados, imponen la urgencia de un manejo eficiente del agua del suelo para la producción agrícola. Como fue mencionado previamente, se buscan prácticas que potencien la capacidad de un suelo húmedo de liberar agua y de uno seco de retenerla rápidamente (Blanco-Canqui y Ruis, 2018). Sintetizando lo previamente discutido, al usar el agua del suelo los CC disminuyen las pérdidas de agua del sistema, mejorando las propiedades estructurales e hidráulicas del suelo, disminuyendo la escorrentía, mejorando su infiltración y drenaje (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Sin embargo, en regiones con limitaciones hídricas (semiáridas), establecer un CC podría llegar a afectar significativamente el balance hídrico neto, resultando en una disminución de agua para el cultivo siguiente, aunque no existe consenso sobre el efecto en la producción (Basche *et al.*, 2016a; Nielsen *et al.*, 2015).

Al igual que este estudio, otras revisiones también señalan la escasa información que existe respecto al efecto real de los CC sobre el contenido hídrico del suelo y los factores principales que modifican la intensidad de los posibles efectos negativos en la dinámica del agua del suelo; en su estudio, Meyer *et al.* (2019) indican que para lograr comprender la interacción entre el crecimiento de los CC, su duración y el drenaje del agua, sería de gran utilidad contar con mayores estudios que evidencien las relaciones entre el manejo de los CC y el balance hídrico del suelo en distintas condiciones pedoclimáticas, tales como los efectos de la fecha de siembra, la fecha y el método de terminación y la elección de especies y cultivares, en la producción de biomasa y la evapotranspiración asociada.

Lo último supone un punto de debate importante, debido a que la competencia potencial por el recurso hídrico con el CP corresponde a uno de los factores principales que retrasan la adopción y expansión de esta práctica, al generar incertidumbre entre los productores. A lo largo de los años, se han logrado establecer efectos positivos, neutros o negativos en la distribución del agua en el perfil del suelo, que va a depender del CP, tipo de suelo y la región climática (Celette y Gary, 2013; Meyer *et al.*, 2020; Krstić *et al.*, 2018; Zheng *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019), pero es importante mencionar que, sumado a estos factores, el momento de evaluación también aporta variabilidad; es decir, el efecto generado en el balance hídrico del suelo variará con el tiempo de implementación de la práctica. Esto se debe a que, gran parte del aporte al almacenaje y reposición del agua consumida durante el periodo de crecimiento del CC, está dada por la mejora en las propiedades del suelo en el largo plazo, como los aumentos en el COS (Seguel *et al.*, 2013). Este aumento puede amortiguar aún más los efectos negativos del uso de CC en el almacenaje de agua, ya que, como se mencionó anteriormente, el COS está relacionado positivamente con el potenciamiento de la capacidad de almacenamiento y retención del agua en el suelo, debido a su mayor capacidad de adsorción del agua y una elevada área de superficie específica (Basche *et al.*, 2016b; Blanco-Canqui *et al.*, 2013a; Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Rawls *et al.*, 2003).

También, es posible observar efectos de la biomasa y sus residuos en el corto plazo (Cuadro 2) al cubrir el suelo y reducir pérdidas, preservando significativamente el agua en la porción más superficial del suelo (Alonso-Ayuso *et al.*, 2018). Ahora bien, el aumento en la biomasa total del sistema al incluir los CC involucra un aumento significativo en la evapotranspiración

total, en donde, el aumento de la transpiración y disminución de la evaporación es proporcional al aumento de la biomasa del CC y su capacidad para cubrir el suelo. En la misma proporción también se reduce el drenaje, llegando a retrasar el alcance de la capacidad de campo, especialmente en suelos profundos con un alto nivel de almacenamiento de agua disponible, drenando menos y tardíamente durante el invierno; además, como fue mencionado anteriormente, el aumento en la ET respecto del suelo desnudo contribuye al enfriamiento de la superficie, disminuyendo el flujo de calor sensible y, consecuentemente, disminuyendo la temperatura del aire y su efecto sobre la evaporación de la superficie (Tribouillois *et al.*, 2018).

Las fechas de siembra y término del CC también aportan variabilidad. La siembra temprana, a largo plazo, aumentaría el crecimiento y desarrollo del CC y su producción de biomasa, especialmente bajo escenarios futuros, con aumentos en temperatura y cantidad de radiación solar (Tribouillois *et al.*, 2018); por otro lado, fechas tempranas de terminación pueden reducir la competencia por agua y N con el siguiente CP, sin aumentar la lixiviación de nitratos y conservando sus SE, como se discute más adelante (Alonso-Ayuso *et al.*, 2018; Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Además, algunos estudios indican que la reducción de la humedad del suelo con CC respecto al barbecho desaparece rápidamente con el riego o las lluvias durante la temporada de crecimiento del CP, incluso en zonas áridas (García-González *et al.*, 2018) o en años secos (Basche *et al.*, 2016b), mientras que en regiones con precipitación relativamente alta (>500 mm año⁻¹), los CC compensarán fácilmente el agua consumida durante su periodo de crecimiento (Blanco-Canqui *et al.*, 2011).

Por otro lado, como se aprecia en el Cuadro 1, la selección de especies no muestra tendencias claras de efectos significativos sobre el balance hídrico (Tribouillois *et al.*, 2018), aunque es lógico pensar que, junto a un pronóstico ajustado de la distribución de las precipitaciones anuales, en regiones con déficit hídrico se escojan especies de menor requerimiento y con mayor tolerancia al estrés hídrico y la salinidad. En conclusión, como indican los cuadros 2 y 7 y otras revisiones, si son bien manejados, los CC no disminuyen la disponibilidad de agua en rotaciones con CP, e incluso pueden hacer que aumente en el largo plazo al mejorar las propiedades del suelo (Basche *et al.*, 2016b; Daryanto *et al.*, 2018). Sin embargo, el efecto indicado en el Cuadro 2 de un CC permanente sobre este SE es altamente variable y depende de muchos factores, haciendo importante mencionar que se debe considerar que en huertos frutales sí podrían ejercer una competencia por agua y nutrientes (Celette y Gary, 2013; Garcia *et al.*, 2018), especialmente en zonas áridas y semiáridas y en años secos. Frente a esto se debe anticipar la ocurrencia de años secos y terminar el CC, o bien, aportar el déficit hídrico potencial mediante riego (Sánchez *et al.*, 2007; Irvin *et al.*, 2016; Hobley *et al.*, 2018).

Por último, respecto al uso de CC como monocultivo o en mezclas, Nielsen *et al.* (2015) realizaron una caracterización de los patrones de extracción de agua de un suelo franco limoso hasta los 180 cm de profundidad para determinar diferencias en su uso, tanto bajo riego como en secano. Compararon el uso del agua de CC en monocultivo, en mezcla de 10 especies y la pérdida evaporativa de un barbecho sin labrar con residuo de *Panicum miliaceum* L. No hubo diferencias significativas consistentes en el contenido de agua del

suelo o en el uso de agua entre los CC en monocultivo o en mezcla; el CC usó en promedio 216 mm, mientras que la pérdida por evaporación del barbecho fue de 122 mm en promedio.

Lixiviación. De los desafíos que enfrenta la agricultura actual, la pérdida de NO_3^- a través de lixiviación es, sin duda, una preocupación predominante, ya que puede causar contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Los NO_3^- lixiviados provienen de residuos vegetales en descomposición, guano o fertilizantes, estando estos últimos sujetos a pérdidas pese a su aplicación a tasas económicas, lo que depende de la eficiencia de aplicación en función del tipo de suelo, condiciones climáticas y manejo, maximizándose durante los períodos de barbecho en sistemas de rotación de cultivos anuales (Blanco-Canqui, 2018). Como ya se adelantó y en contraste a la pérdida de nutrientes por escorrentía, el establecimiento de CC puede ser altamente efectivo en mitigar la lixiviación de nitratos (Cuadro 7) durante los períodos críticos, por lo que debe ser considerada una prioridad principal para potenciar los SE que brinda el suelo (Blanco-Canqui, 2018).

Los mecanismos de los CC para reducir la lixiviación se conforman en: i) el uso del N disponible entre la madurez y la siembra de los CP, que de otra forma sería lixiviado en el período de barbecho; ii) el uso del agua disponible para lixiviar los nitratos; iii) la mejora de las propiedades del suelo, que brinda mayor protección a los nutrientes ocluidos en sus agregados; iv) el aumento del contenido de COS, que mejora la capacidad de retención de agua en el suelo y disminuye su potencial para lixiviar nitratos (Blanco-Canqui *et al.*, 2011; Blanco-Canqui, 2018; Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Reducir la lixiviación de N mejora la calidad del agua y mejora la fertilidad y productividad del suelo, lo que disminuye el requerimiento de fertilizantes para el CP, dada la mineralización de los residuos de los CC. Sin embargo, es importante volver a destacar que se debe tener en consideración que el N presente en los residuos de los CC, al descomponerse en superficie o como abono verde, puede quedar sujeto a pérdidas, afectando negativamente el SE de control de lixiviación brindado (Cuadro 2); este efecto podría disminuir si el manejo permite acoplar la disponibilidad del N de los CC con la demanda del CP.

Además, es importante considerar que los CC podrían requerir el uso de herbicidas para su terminación (Farooq *et al.*, 2011; Storr *et al.*, 2020; Shackelford *et al.*, 2019; Osipitan *et al.*, 2019). La cantidad necesaria dependerá del crecimiento, producción de biomasa, tiempo de terminación y tipo de CC; las alternativas al uso de herbicida corresponderían principalmente a métodos mecanizados (Blanco-Canqui *et al.*, 2013b). Lo anterior es importante ya que, como es sabido, los agroquímicos como herbicidas, insecticidas y fungicidas, pueden ser otra fuente de contaminación de los cuerpos de agua subterráneos y superficiales. Los estudios indican que sólo una pequeña fracción de los agroquímicos aplicados a los cultivos llegan realmente a su objetivo, mientras que la fracción restante está sujeta a pérdidas y, en especial algunos herbicidas, pueden perderse con el sedimento en la escorrentía (Palm *et al.*, 2014; Gish *et al.*, 2015).

Ahora bien, el efecto de los CC en los parámetros de calidad del agua son complejos, altamente variables (Cuadro 2) y dependen de diversos factores interactuantes entre sí en

mayor o menor medida (Blanco-Canqui, 2018) pero, al igual que otros SE y como se discute más adelante, la producción de biomasa es determinante para la efectividad de este SE. De esta forma, los factores que afecten la producción de biomasa afectan de manera indirecta el servicio de lixiviación. Por ejemplo, dado que el clima afecta la tasa de crecimiento y con ello el nivel de producción de biomasa, la capacidad de reducir la lixiviación es más efectiva bajo lluvias moderadas que intensas, especialmente cuando estos eventos ocurren muy temprano en la temporada de crecimiento de los CC (Blanco-Canqui *et al.*, 2013b).

Lo anterior también implica que, si bien existe una influencia importante de la fecha de siembra y término de los CC, su efectividad igualmente queda sujeta al tiempo y frecuencia de las precipitaciones intensas. Además, al contrario de la capacidad de los CC para reducir la erosión por agua, que es mayor en los sistemas de cero labranza que en los sistemas de labranza tradicional, la efectividad de los CC para reducir la lixiviación de nitratos puede ser similar entre ambos sistemas de labranza (Blanco-Canqui, 2018). Pese a ello, existen estrategias de manejo que deben ser evaluadas según sea el caso, por ejemplo, la siembra del CC en el momento cercano a la madurez del CP (intersiembra) brinda la oportunidad de utilizar de mejor forma el agua y el N disponible, pero lograr un establecimiento suficiente del CC se complejiza, ya que quedaría limitado por el grado de contacto entre el suelo y la semilla del CC y el sombreado ejercido por el CP (Blanco-Canqui, 2018). Frente a esto, se han desarrollado tecnologías que pueden aportar a la toma de decisiones de manejo de los CC; por ejemplo, en Holanda, en donde existe la obligación legal de establecer CC luego de cultivos con altos niveles de fertilización como el maíz, mediante el uso de imágenes satelitales que permiten estimar un índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), se evaluó el alcance de distintas prácticas de manejo sobre los efectos deseados de los CC para establecer fechas de siembra y término que optimicen la reducción de la lixiviación potencial en la zona (Fan *et al.*, 2020).

Uno de los objetivos centrales de los diversos estudios con CC es determinar las especies con mayor eficiencia para la reducción de la lixiviación de nitratos. Como se puede apreciar en el Cuadro 1 existe mayor consenso de la eficiencia de las especies de no leguminosas (gramíneas y crucíferas) (Quemada *et al.*, 2013; Norberg y Aronsson, 2020; Gabriel *et al.*, 2012b) y de las mezclas gramíneas/leguminosas (Ramirez-Garcia *et al.*, 2013; Shelton *et al.*, 2018; Vogeler *et al.*, 2019; De Notaris *et al.*, 2018) respecto de otros tipos de CC, pero también han sido evaluadas las mezclas de crucíferas con leguminosas, obteniendo buenos resultados en el reciclaje del N del suelo (Couëdel *et al.*, 2018b; Norberg y Aronsson, 2020). Un meta-análisis de estudios de campo estimó para las leguminosas un efecto sobre la lixiviación cercano a cero (Quemada *et al.*, 2013), pero indica una insuficiencia de resultados de experimentos de largo plazo. Por otro lado, Tribouillois *et al.* (2018) indican que el mismo hecho de establecer un CC durante el período de barbecho, ejerce más influencia sobre la lixiviación en el largo plazo que la elección de la especie, indicando que el aumento en la MOS debe ir determinando las disminuciones de fertilizaciones nitrogenadas para reducir eficazmente su lixiviación; por su parte, Quemada *et al.* (2020) señalan que la alternancia en el uso de CC de leguminosas y gramíneas podría reducir la lixiviación en la mayoría de los sitios considerados para su estudio.

Por último, un alcance importante corresponde a que la evaluación de la cantidad de nitratos en profundidad no está disponible en todos los estudios de campo, pero las observaciones disponibles indican que, en comparación al barbecho, la cantidad de nitrato residual en las capas bajo la zona radicular es menor cuando se incluyen CC, por lo que raíces profundas de CC contribuirían en mayor medida a la reducción de la cantidad de NO_3^- residual en estas capas (Kapur, 2014).

Efecto en el rendimiento del cultivo principal

Al igual que con otros SE, es de suponer que al mejorar las propiedades del suelo con el uso de los CC también mejoraría el rendimiento del CP siguiente. Sin embargo, el mayor debate y uno de los argumentos de los productores para la no inclusión de los CC en sus sistemas productivos, especialmente en climas semi-áridos y áridos, es que podría existir riesgo de competencia por agua y nutrientes, perjudicando la producción comercial. Así, en esta sección se expondrán los principales efectos observados de un total de 40 publicaciones que evalúan el impacto del uso de CC en el rendimiento del CP y que se resumen en el Cuadro 8. Los detalles se encuentran en el Apéndice 1.

Cuadro 8. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los cultivos cubierta (CC) en el rendimiento del cultivo principal (CP).

Prm.	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
	(qq ha ⁻¹ ; kg ha ⁻¹)			
Rendimiento del CP	Puede aumentar o no tener efectos significativos; varía según especie, manejo del sistema y condiciones edafoclimáticas.	Sin efectos significativos; varía según especie y manejo del sistema.	Sin efectos concluyentes; varía según condiciones edafoclimáticas y de manejo del sistema.	40
	+(11)	+(6)	+(2)	
	+/- (10)	+/- (15)	+/- (1)	
	-(2)	-(2)	-(1)	

*CP: Cultivo principal; *CC_{temp}: CC establecido una vez o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; # número de publicaciones con resultados para el parámetro.

Como se mencionó, el potencial riesgo de competencia por agua y nutrientes corresponde al factor determinante de la baja adopción de la práctica por parte de los productores, ya que puede afectar el rendimiento del CP. Esto se basa en la incertidumbre que provoca sobre la rentabilidad del CC, que disminuiría con un menor nivel de precipitaciones, ya que años secos o períodos prolongados de sequía pueden disminuir sustancialmente los efectos de los

CC al disminuir la producción de biomasa, pese a la mejora en las propiedades del suelo en el largo plazo (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Nielsen *et al.*, 2016). Por otro lado, como se mencionó en el apartado anterior, la literatura muestra que, en regiones con precipitación relativamente alta (>500 mm año⁻¹), los CC compensarán fácilmente el agua consumida durante su periodo de crecimiento (Blanco-Canqui *et al.*, 2011).

Esto refuerza la idea de que se deben desarrollar estrategias de manejo de los CC, como la siembra temprana, terminación temprana, uso de riego y otras, para asegurar el crecimiento exitoso de los CC y sus SE y el desarrollo del CP en regiones con limitaciones de agua (Blanco-Canqui, 2018). En general, los sistemas productivos intensivos involucran un fuerte manejo del suelo para maximizar la producción del CP, lo que compromete otros SE del suelo. Los CC constituirían una oportunidad para aumentar estos SE sin poner en juego el rendimiento (Schipanski *et al.*, 2014), pero su alcance queda sujeto a las múltiples interacciones entre los distintos SE, el manejo y las condiciones climáticas, constituyendo un desafío para lograr efectos de potenciamiento del rendimiento del CP, siendo éstos altamente variables, como se puede observar en los cuadros 2 y 8.

Al igual que en este trabajo, un metaanálisis realizado por Daryanto *et al.* (2018) que logró independizar este SE de las variables de manejo y factores ambientales (clima y suelo), indica que el SE de aumento del rendimiento del CP en comparación al barbecho está determinado por la especie de CC y el manejo de los nutrientes para el CP. Por ejemplo, aunque pueden ser menos eficientes que otras familias de CC en la reducción de la pérdida de nutrientes por lixiviación y escorrentía, las leguminosas tienen una alta capacidad para aportar N al suelo debido a su naturaleza fijadora de N₂ que podría traducirse en un aumento del rendimiento del CP. Este aumento potencial variará según el nivel de fertilización del CP, siendo entonces mayor el potencial de los CC de leguminosas de aumentar los rendimientos en aquellos sistemas con bajos niveles de adición de fertilizantes nitrogenados; es decir, las posibles diferencias de rendimiento entre un sistema orgánico y uno intensivo que se deban al menor aporte de fertilizantes sintéticos en el primero, tienen mayor potencial de ser suplidas por los aportes de N del CC de leguminosas, mientras que este aporte puede ser nulo o marginal en el sistema intensivo en donde se aplica fertilizantes sintéticos para lograr un rendimiento máximo del CP, pudiendo suponer, como se ha mencionado anteriormente, una nueva fuente de contaminación difusa por NO₃⁻. En estos casos, se recomienda una reducción en la cantidad de insumos de fertilizantes para minimizar la pérdida de nutrientes que no es capaz de reducir el CC de leguminosas por sí solo, pero obteniendo los beneficios de su capacidad de abastecer nutrientes a los cultivos en sistemas que busquen alcanzar mayor sustentabilidad.

Evaluar la rentabilidad de la incorporación de CC se hace difícil; por ejemplo, Nielsen *et al.* (2016) declaran una reducción promedio del 10% en el rendimiento de trigo después de un CC en comparación con el siguiente barbecho, independientemente de si el CC se cultivó en una mezcla o en una siembra de una sola especie. Aunque esta reducción no fue significativa, siendo mayor en condiciones secas, se incurre en un mayor costo con mezcla de CC que un monocultivo, lo que no justificaría al CC, dada la nula respuesta en el rendimiento. Por otro lado, Crotty y Stoate (2019) encontraron beneficios al cultivar CC en comparación al

barbecho, obteniendo casi 1,5 ton ha⁻¹ de grano más en el tratamiento más diverso de CC. Pese a esto, las diferencias en los márgenes netos no fueron estadísticamente significativas y asocia los bajos rendimientos a un nivel de la precipitación por encima del promedio producido en período de pre-antesis y llenado de grano y a las temperaturas más bajas.

En la actualidad, el uso de tecnologías como los métodos de teledetección previamente mencionados están siendo utilizadas para la evaluación de los efectos de la incorporación de los CC en sistemas intensivos de producción. Estas prácticas brindan una oportunidad promisoría para correlacionar el fomento de políticas públicas e incentivos financieros, con la adopción de los CC y los rendimientos de los CP (Seifert *et al.*, 2019). También, como se discute posteriormente, se debe considerar el uso de mezclas apropiadas entre CC de leguminosas y no leguminosas para aprovechar los atributos de cada especie para aumentar la disponibilidad de nutrientes y otros SE (Blesh, 2018; Finney *et al.*, 2017a) como por ejemplo, disminuir la presión de malezas y con ello la competencia por nutrientes y agua con el CP (Baraibar *et al.*, 2018; Quemada *et al.*, 2020; Nouri *et al.*, 2020).

Efecto en la biodiversidad

La biodiversidad está referida a todas las especies de plantas, animales y microorganismos existentes que interactúan dentro de un ecosistema y que pueden ser clasificadas según el rol que juegan en su funcionamiento. En sistemas agrícolas, la biodiversidad ejecuta SE primordiales, como el reciclaje de nutrientes y un mejor control de plagas y patógenos. La intensa manipulación que se da a la diversidad de plantas en los huertos y cultivos tradicionales afecta directamente las comunidades que viven dentro o cerca del sistema agrícola; por esto, un uso apropiado de la vegetación puede ser la clave para aumentar la biodiversidad y obtener efectos benéficos en el control de plagas y enfermedades, al verse involucrados herbívoros, polinizadores, depredadores y/o artrópodos parasitoides. Por otro lado, la manipulación de la composición vegetal busca disminuir costos de insumos agrícolas y riesgos de competencia por nutrientes con el CP al ejercer un efecto de control sobre las espontáneas o malezas. En esta última sección de revisión de los efectos de los CC en los distintos aspectos del agroecosistema (Cuadro 9), se exponen en detalle las influencias medidas y estimadas, de un total de 28 publicaciones (Apéndice 1), sobre la diversidad de meso y macrofauna, sobre el control de malezas y de plagas y patógenos.

Cuadro 9. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los cultivos cubierta (CC) sobre algunos servicios ecosistémicos (SE) relacionados con la diversidad y control biológico.

Prm.	Categoría de CC*			N° Referencias#
	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Biodiversidad de meso y macrofauna	(Indicador: diversos índices de diversidad y riqueza)			9
	Aumenta bajo y sobre la superficie del suelo; varía según tiempo de permanencia y manejo del sistema.		Aumenta bajo y sobre la superficie del suelo; varía según diversidad de especies y manejo del sistema.	
	+ (5)	+ (3)	+ (0)	
	+/- (1)	+/- (0)	+/- (1)	
Control de plagas y patógenos	(Indicador: cambios respecto al control)			12
	Sin efectos concluyentes, puede disminuir el control (puentes biológicos) o puede aportar al control (rompimiento de ciclos de vida); varía según composición vegetal, permanencia del CC, estado de desarrollo alcanzado, especies, manejo del sistema y nivel de incidencia y presión durante el CP.			
	+ (4)	+ (0)	+ (1)	
	+/- (3)	+/- (1)	+/- (1)	
Control de malezas	(Indicador: cambios respecto al control)			14
	Aumenta control; varía según establecimiento y tasa de crecimiento del CC, tipo de CC y su manejo.		Podría aumentar control.	
	+ (11)	+ (3)	+ (1)	
	+/- (0)	+/- (0)	+/- (0)	
	- (0)	- (0)	- (0)	

* CC_{temp}: CC establecido una vez o por un período de evaluación igual o menor a 3 años; CC_{anu}: CC establecido por período de evaluación mayor a 3 años; CC_{perm}: CC establecido durante toda la temporada sin método de terminación; +: aumento o mejora, +/-: sin efecto o resultados no concluyentes, -: disminución o empeoramiento; # número de publicaciones con resultados para cada parámetro.

Biodiversidad de meso y macrofauna. A medida que los distintos organismos del suelo procesan los restos orgánicos que se incorporan al suelo, sus desechos reponen los nutrientes y mantienen la fertilidad necesaria para sustentar la producción primaria. La estructura del suelo se mejora mediante las actividades de la meso (ácaros, colémbolos, nemátodos, tardígrados) y macrofauna (lombrices de tierra, ciempiés, milpiés e isópodos) que airean el suelo, creando poros a medida que excavan y anidan a través del perfil del suelo, mezclando partículas orgánicas y minerales. Este movimiento redistribuye la MO y los microorganismos y enriquece el suelo con la producción de compuestos orgánicos (excreciones) que se unen a los agregados del suelo, influyendo en el ciclo de nutrientes, regulando poblaciones de

microorganismos, liberando energía al catabolizar la MO y mineralizando e inmovilizando los nutrientes (Garbach *et al.*, 2014).

En particular, ha sido ampliamente estudiado el efecto de las lombrices de tierra (*Lumbricus terrestris* L.) sobre el suministro de COS, observándose resultados muy contrastantes. Blouin *et al.* (2013) en un meta-análisis del tema mostraron que, en el corto plazo, las lombrices aumentan la mineralización del COS (Lubbers *et al.*, 2013), pero al cambiar la escala de tiempo en el análisis, tendrían efectos opuestos en el suministro de COS, ya que al aumentar la mineralización de la MOS, tanto fresca como preexistente (por fragmentación, por su propia respiración y la estimulación de los microorganismos del suelo), simultáneamente incorporan residuos frescos (excreciones) en los agregados y entierran C en profundidad, lo que aumentaría su estabilización (Bossuyt *et al.*, 2005).

Esta acción directa sobre la estructuración y agregación del suelo proporciona un vínculo entre los atributos funcionales de las plantas y la estructura de las comunidades de fauna del suelo, los que deben tenerse en cuenta para potenciar la conservación del suelo (DuPont *et al.*, 2009). Debido a esto, la selección de especies de plantas integradas en los CC puede ser crítica (Altieri, 1999; Simon *et al.*, 2010), en donde el SE que se brinda, al modificar la composición vegetal, es la creación de infraestructuras ecológicas adecuadas dentro del paisaje agrícola, brindando alimento para enemigos naturales adultos, presas o huéspedes alternativos, y refugio ante condiciones ambientales adversas, considerando el uso de corredores biológicos para favorecer la continuidad espacial del ecosistema nicho (Landis *et al.*, 2000).

Cuando Crotty y Stoate (2019) evaluaron en su ensayo la biología del suelo y la composición botánica, monitoreando la abundancia de lombrices y mesofauna, encontraron, a grandes rasgos, que las lombrices de tierra epigeas tenían una abundancia significativamente mayor en las mezclas de CC con rábano presente, a diferencia de las otras especies de meso y macrofauna, que no indicaron diferencias. La respuesta observada en las lombrices de tierra fue diferenciada entre los tres grupos funcionales a lo largo de los tratamientos, pero la abundancia total de lombrices de tierra no difiere entre los tratamientos. La abundancia de babosas y caracoles no difirió entre tratamientos, incluido el control, cuestionando la afirmación de otro estudio, que indica que el rábano como CC aumenta el número de babosas (Cooper *et al.*, 2017). Pero, al igual que con los resultados de varios ensayos experimentales revisados, el momento (otoño-invierno) y la extensión del período de cultivo de los CC limitan el efecto esperado, debido a la corta escala de tiempo que no permite que las comunidades respondan al cambio y, además, debido a la estacionalidad de las poblaciones de meso y macrofauna.

Los resultados sobre las lombrices de tierra ya habían sido corroborados por Blanco-Canqui *et al.* (2011), quienes observaron que en una rotación con CC se logró aumentar seis veces el número de lombrices de tierra en comparación con las parcelas sin CC después de 15 años, asociándose positivamente con aumentos en la infiltración de agua y la estabilidad de los agregados del suelo. La mejora en el hábitat y la diversidad de la vida silvestre corresponden a indicadores de ecosistemas saludables que son potenciados por los CC; en campos con

labranza tradicional, el suministro extra de hábitats para insectos y aves como consecuencia de la inclusión de CC se observa en mayor medida que en los campos con cero labranza, debido a la limitación de cobertura presente en el primer sistema. Es decir, cuando se incorporan CC en el paisaje altamente simplificado de los sistemas de labranza tradicional, el servicio de suministro de hábitats para la diversificación de la meso y macrofauna tiene un mayor potencial de contribución que el cambio que puedan ejercer en sistemas más conservacionistas, en donde se asume una cobertura vegetal más diversa y permanente. Los CC diversifican y agregan complejidad e intensidad beneficiosa a las rotaciones tradicionales, proporcionando así un valioso refugio, alimento y oportunidades de anidación para aves y otras especies de vida silvestre cuando los cultivos primarios están ausentes (Blanco-Canqui *et al.*, 2015).

La especificidad del CC ejerce un rol regulador importante sobre la abundancia de herbívoros, así como su variación a lo largo de la temporada sobre la abundancia de enemigos naturales (Martinez *et al.*, 2020). Por lo cual, la selección de CC apropiados es de importancia para maximizar beneficios, tanto especie como sitio-específicos, considerando que los efectos de los distintos CC en la dinámica y crecimiento de las comunidades de insectos varían al transferirse al CP cultivado en el mismo campo en la siguiente temporada. Como indican Martinez *et al.* (2020), es necesaria una evaluación minuciosa del efecto de la modificación de los microclimas por especies particulares de cultivos en relación con el clima completo del campo, ya que tiene un impacto significativo en la dinámica de la comunidad de insectos y, por ello, en el CP. Por último, el grado en que los CC mejoran el hábitat de la vida silvestre justifica estudios adicionales para diferentes climas, especies de CC, sistemas de labranza y cultivo, mezclas de especies, tasas de siembra, fechas de terminación, métodos de terminación y otros. Pero, según lo revisado, se puede suponer que el manejo del CC de manera permanente, permitiendo que parte de la cobertura alcance mayores estados de desarrollo, además de incluir vegetación local y sin aplicaciones de herbicidas, podría aportar a dar continuidad a los ciclos biológicos de la fauna que habita el agroecosistema.

Control de plagas y patógenos. Los agricultores se enfrentan a graves riesgos fitosanitarios y otros, como inseguridad alimentaria, disminución de ingresos en agroecosistemas tradicionales de bajos insumos, efectos adversos del uso de plaguicidas en la salud humana y el medio ambiente y restricciones a las exportaciones debido a regulaciones estrictas sobre plagas cuarentenarias y límites de residuos de plaguicidas (Ratnadass *et al.*, 2012). Las plagas de los cultivos, incluidos los comedores de semillas, los herbívoros, los frugívoros y los patógenos (por ejemplo, insectos, hongos, bacterias y virus), pueden afectar considerablemente la productividad del CP. Indiscutiblemente se debe encontrar la manera de reducir drásticamente el uso de plaguicidas (Simon *et al.*, 2010) entre otras medidas, al tiempo que se mantiene bajo control los daños causados por plagas y enfermedades.

Una estrategia, como se anticipó en el punto anterior, corresponde al mantenimiento de los servicios de control de plagas y patógenos presentes en el hábitat natural. La estructura y composición del paisaje determinan el mantenimiento de los proveedores de control de plagas, polinizadores y otros organismos con funciones ecológicas cruciales, por lo que,

ajustar las prácticas agrícolas para beneficiarles puede proporcionar una valiosa estrategia de control de plagas, con un beneficio significativo para los agricultores (Garbach *et al.*, 2014). Elevar la diversidad de vegetación permitiría que, por un lado, las plagas especializadas no dispongan de vastos recursos alimenticios y exista vegetación no apetecible que limite los movimientos e inhiba brotes localizados de plagas (Garbach *et al.*, 2014) y, por otro lado, que los depredadores de plagas de cultivos, que dependen del hábitat natural para las actividades esenciales, incluida la reproducción, el descanso, la búsqueda de alimento y la hibernación (Landis *et al.*, 2000), no se vean afectados en abundancia y diversidad por la simplificación del paisaje agrícola. Esto se evidencia en que, las comunidades de depredadores a menudo colapsan después de la cosecha, requiriendo una corriente de colonizadores del hábitat natural adyacente para reponer la comunidad de depredadores el año siguiente (Garbach *et al.*, 2014).

Revisiones previas han analizado los efectos de la manipulación de la diversidad vegetal y los hábitats para el control de plagas y enfermedades (Simon *et al.*, 2010; Ratnadass *et al.*, 2012; Vukicevich *et al.*, 2016). Simon *et al.* (2010) analizaron estos efectos sobre el control de plagas por comunidades de artrópodos y aves en huertos de manzanos, perales y duraznos, resaltando las dificultades para identificar plantas que destaquen en el control de plagas clave. Excepto para plagas como ácaros y psílidos, que son tolerables a altos niveles de población sin causar daños ni reducir el rendimiento de frutos, la información da cuenta que hace una década solo se habían observado efectos parciales para el control de plagas mediante esta estrategia, considerados insuficientes para reducir el uso de plaguicidas.

Un par de años más tarde, Ratnadass *et al.* (2012) también revisan la literatura sugiriendo que, si bien el aumento de la biodiversidad vegetal no necesariamente reduce la incidencia de plagas y enfermedades, debido a la capacidad de algunos organismos de sobrevivir y reproducirse en diferentes hospederos y hábitats a lo largo de su ciclo de vida, la conservación o el aumento de la biodiversidad vegetal en los agroecosistemas puede reducir el impacto de las plagas y enfermedades. La primera consideración refleja la principal limitación que supone disminuir la incidencia mediante la implementación de esta estrategia, por lo que los autores identifican los mecanismos que actúan en la disminución del impacto de las plagas y enfermedades como i) la dilución de recursos y desvío estimulante-disuasorio, ii) la interrupción espacial del ciclo de vida, iii) la interrupción temporal del ciclo de vida, iv) los efectos de alelopatía, v) la resistencia fisiológica de los cultivos y, vi) la conservación de enemigos naturales y facilitación de su acción contra plagas aéreas, entre otros.

Otra investigación, de Vukicevich *et al.* (2016), sobre la capacidad de los CC y sus manejos para influenciar la diversidad microbiana del suelo, como alternativa al tratamiento convencional de fumigación del suelo que es costoso y perjudicial para el medio ambiente, señala un déficit de literatura que permita no incurrir en suposiciones sobre los efectos de mezclas de CC a largo plazo en sistemas perennes. Destacan 5 puntos de interés: i) el aumento de la diversidad de plantas aumenta la diversidad microbiana del suelo, minimizando la proliferación de patógenos transmitidos por el suelo, ii) las poblaciones de microorganismos benéficos pueden incrementarse, aumentando la riqueza de grupos funcionales de plantas (leguminosas, gramíneas y hierbas no leguminosas), iii) las brassicas suprimen patógenos

fúngicos y promueven bacterias supresoras de enfermedades, iv) las plantas nativas pueden promover aún más la microbiota beneficiosa del suelo, y v) la labranza, el uso de herbicidas y fungicidas de cobre pueden dañar poblaciones de microorganismos benéficos y, en algunos casos, disminuir más el rendimiento del CP.

Como se observa en el Cuadro 9, de los ensayos publicados que evaluaron este SE, se puede inferir una tendencia a mejorarlo (Qui *et al.*, 2020; Gómez *et al.*, 2018; Panth *et al.*, 2020), aunque este efecto es altamente variable (Cuadro 2). Como se anticipó, la diversificación del hábitat tiene efectos sobre las poblaciones de organismos, por ejemplo, insectos plaga y sus enemigos naturales, cuyas reacciones podrían diferir según las especies de plantas no hospederas en función de las estaciones y otras características del agroecosistema. Esto supone un grado de complejidad para la evaluación de los distintos SE, y en este caso específico, la influencia de la diversificación de cultivos sobre los artrópodos no puede predecirse sin estudiar las características asociadas a cada comunidad vegetal y plaga individual. Por esto, esta estrategia requiere comprender la ecología de los depredadores de plagas para garantizar que tengan alimentos y recursos de hábitat adecuados durante sus ciclos de vida (Landis *et al.*, 2000).

Por otro lado, en términos prácticos el productor obtendrá beneficios de la inclusión de los CC para el control de plagas y enfermedades cuando el valor económico de este no aumente el costo respecto de la ganancia generada con el aumento de la calidad del CP, compensando a su vez la posible reducción en rendimiento del CP debido a la competencia por el agua y los nutrientes con el CC (Ratnadass *et al.*, 2012), entre otros impactos. Por ejemplo, Cooper *et al.* (2017), en un ensayo donde se buscaba evaluar otros parámetros, encontraron resultados respecto al control de plagas con un CC de *Raphanus sativus*, reportando un aumento en el nivel de daño por gorgojos sobre la siguiente cosecha de frijol de primavera y encontraron poblaciones de babosas considerablemente más altas en los campos de CC que requirió aplicaciones adicionales de un metaldehído. La acumulación de material vegetal fresco proporcionó condiciones óptimas de alimentación, reproducción y humedad del suelo bajo los residuos en descomposición, retrasando, además, las operaciones de cultivo de primavera y aumentando los costos variables de producción.

Por esto, son importantes los atributos de los CC para indicar requerimientos hídricos y nutricionales, además del mecanismo a ser impulsado (plantas trampa o disuasivas) para disminuir la probabilidad de que las plagas se dirijan al CP. Se debe considerar que, si bien las plantas que proporcionan recursos florales o de néctar pueden ser utilizadas para sustentar depredadores y parasitoides, los manejos más comunes de CC no permiten que la vegetación alcance ese estado de desarrollo y, que el manejo de plantas trampa debe evitar que pasen de ser "sumideros" a "fuentes" de plagas (Ratnadass *et al.*, 2012).

Algunas plantas utilizadas como CC pueden liberar compuestos semioquímicos volátiles, al producirse daño en los tejidos por insectos herbívoros, que median el comportamiento tanto de plagas como de parasitoides. De igual forma, efectos biocidas durante el crecimiento de las plantas pueden afectar nematodos, hongos y bacterias. Si bien este servicio de biofumigación puede ser acoplado a la mejora del suelo al incorporarse como abono verde,

se debe tener las mismas consideraciones mencionadas para las plantas trampa o disuasivas. Esto se debe a que, por ejemplo, dentro de las consideraciones del uso de brassicas (Cuadro 1) se encuentra el aumento potencial de nematodos agalladores causado por algunos cultivos durante su etapa de crecimiento, pese a la acción biofumigante durante la descomposición (Ratnadass *et al.*, 2012). Frente a esto, se hace crucial comprender las vías de regulación alelopática subterránea de “inducción de germinación suicida” para el uso de CC de brassicas como abonos verdes para el control de nematodos parásitos, ya que, dependiendo del cultivar utilizado, el resultado puede ser la supresión de plagas o su aumento. Por ejemplo, un estudio de Baginsky *et al.* (2013) en una plantación de uva de mesa en condiciones semiáridas, no encontró diferencias significativas con la inclusión de CC, lo que se atribuyó al nivel de presión de los nematodos fitoparásitos.

Al igual que en los parámetros ya discutidos, la literatura sobre el uso de CC permanentes para controlar plagas y patógenos es escasa; encontrándose el estudio reciente de Blanco-Pérez *et al.* (2020), en donde evaluaron distintos CC en un viñedo para potenciar la ocurrencia natural y la actividad de organismos benéficos, como los nematodos entomopatógenos (NEP). En general, los números de NEP o tasas de actividad más altas fueron encontradas en los tratamientos con CC, con algunos resultados divergentes entre los tratamientos con cero labranza. Un resultado interesante que obtienen corresponde a la mayor abundancia y actividad de NEP en los CC de espontáneas, además de un menor número de organismos antagonistas, en particular hongos nematófagos endoparásitos. Por esto, recomiendan el uso de CC de espontáneas como una estrategia de menor costo y más prometedora para apoyar la conservación del SE de control biológico que brindan las especies de NEP naturales en viñedos.

La adición de MO de las distintas especies de plantas seleccionadas, como se mencionó anteriormente, podría aumentar la actividad microbiana pero no necesariamente inocular directamente el suelo con microorganismos benéficos. Además, algunas especies de plantas pueden estimular antagonistas en la rizosfera, lo que puede conducir a un aumento en la abundancia de organismos quitinolíticos y modificaciones en las comunidades de nematodos y hongos. Los compuestos fenólicos (taninos) contenidos en la MO con una alta relación C:N derivados de algunas especies vegetales también tienen un efecto supresor sobre hongos y nematodos (Ratnadass *et al.*, 2012). Por ejemplo, en una evaluación sobre el impacto del uso de CC de invierno en el manejo de enfermedades causadas por patógenos transmitidos por el suelo, en un sistema de viveros de producción de ornamentales leñosos cultivados en el campo, se obtuvo que el uso de CC de invierno fue útil para inducir la supresión de enfermedades del suelo; hubo menor gravedad de la enfermedad y recuperación de patógenos cuando se utilizaron CC en comparación con el suelo sin CC (Panth *et al.*, 2020). Esta supresión de las enfermedades del suelo fue atribuida al aumento en el recuento de pseudomonas bajo CC, las que al colonizar la rizosfera producen metabolitos que promueven el crecimiento de las plantas y compiten agresivamente con los otros microorganismos. Además, Panth *et al.* (2020) indican que los CC pueden contener los patógenos al reducir la escorrentía y bloquear su dispersión hacia los campos cercanos. Mientras que, Bakker *et al.* (2016) destacan la importancia en la selección de la especie de CC, por ejemplo, un cereal de invierno para preceder un CP de maíz podría reducir los beneficios de la rotación en

comparación al barbecho. Los investigadores encontraron mayor incidencia de patógenos (*Fusarium graminearum*, *F. oxysporum*, *Pythium sylvaticum* y *P. torulosum*) en las radículas de maíz luego de un CC de centeno que luego de un período de barbecho.

Un tipo de análisis más completo, aunque con resultados no significativos, corresponde al estudio de Fox *et al.* (2016), quienes introducen un CC de invierno en un sistema de maíz donde el rastrojo es removido para producción de bioenergía. Se esperaba que la continuidad de cobertura viva del hábitat de cultivo anual produjera cambios en las comunidades de insectos depredadores y mayores servicios de biocontrol; pero, la tasa de depredación, abundancia y diversidad de insectos depredadores no se vio afectada por la inclusión de CC en estos cultivos anuales respecto del cultivo del maíz sin CC. Sí hubo un impacto en la abundancia y diversidad de depredadores, que fue mayor en la biomasa perenne que en los sistemas anuales debido a la mayor disponibilidad de recursos de alimento y refugio y menores perturbaciones. Señalan que el SE de biocontrol puede haber sido anulado por otras prácticas realizadas, como la aplicación de herbicidas, la poda y remoción del rastrojo del CC, traducidas en una pérdida importante de hábitat. El uso de los rastrojos del CC en superficie podría crear un microclima capaz de sustentar un aumento de la abundancia de depredadores y la supresión de las poblaciones de presas.

Otro punto de variabilidad señalado en el ensayo de Fox *et al.* (2016) corresponde a la fecha de siembra tardía del CC, que limitaría su capacidad para influir en los depredadores de la región debido a la ocurrencia de inviernos fríos, que merma la producción de biomasa que podría haber generado mayores oportunidades de colonización a los depredadores y sus recursos presa. Además, señalan que también es posible que el CC no haya atraído a los depredadores colonizadores del paisaje circundante al comienzo de la temporada, lo que se evidencia en la falta de ejemplares Coccinellidae en las muestras al inicio de la temporada del experimento; entonces, destacan que el método y momento de muestreo es otro punto que aporta variabilidad a los resultados, obstaculizando la observación del efecto completo, por ejemplo, sobreestimando los depredadores residentes respecto de los colonizadores.

Control de malezas. Los CC son una estrategia de manejo potencial para reducir el uso de pesticidas para controlar insectos pestes, nematodos, otros patógenos y la vegetación espontánea (Blanco-Canqui, 2018), aun considerando que esta última, por cumplir funciones ecológicas, no podría ser considerada como maleza, salvo si afecta significativamente al CP. Los CC son una alternativa a los herbicidas para el control de malezas, al tiempo que disminuyen riesgos ambientales y el desarrollo de resistencias ya que tienen la capacidad de suprimirlas, reduciendo su crecimiento y población, mediante competencia por espacio, luz, agua y nutrientes. Algunos CC pueden reducir aún más el crecimiento de malezas mediante alelopatía (Farooq *et al.*, 2011) y, luego de la terminación de los CC, sus residuos pueden limitar el establecimiento de malezas a través de un efecto de mulch (Kader *et al.*, 2017). Por esto, la revisión de Blanco-Canqui *et al.* (2015) indica que la eficacia de los CC para suprimir las malezas dependerá del manejo y especies de CC, y sintetiza que los mecanismos son por i) competencia directa por recursos y ii) por supresión física y química, siendo los CC en crecimiento más efectivos que los residuos de CC.

Los CC de gramíneas son especialmente efectivos para reducir el crecimiento de malezas, cuyo efecto positivo puede durar hasta por 6 meses posterior a la terminación del CC (Blanco-Canqui, 2018). Se ha señalado que, mientras más tiempo crezca el CC se obtendrían mayores beneficios para el control de espontáneas, aunque la terminación de CC muy altos o con abundante biomasa puede ser dificultosa. En su estudio, Hefner *et al.* (2020) obtienen un coeficiente de regresión negativo entre la biomasa del CC y la biomasa de malezas, lo que indica que las malezas se redujeron con una mayor biomasa de CC. La persistencia de los residuos de centeno es señalada como la posible causa de la mejor supresión de malezas observada en las mezclas que lo incluyeron, ya que reducen la germinación de las semillas de malezas mediante la barrera física de los residuos, los cuales disminuyen la temperatura y la transmisión de luz al suelo. Por otro lado, cuando Baraibar *et al.* (2017) establecieron CC, encontraron que todas las mezclas suprimieron eficazmente las malezas debido principalmente a la presencia de gramíneas de rápido crecimiento, que fueron efectivas incluso cuando se sembraron solo al 20% de su tasa en monocultivo. Las diferencias se observaron entre los efectos de las distintas especies de CC, apuntando a importantes dinámicas de supresión de malezas que no pueden detectarse utilizando sólo como parámetro la biomasa final del CC; es decir, las gramíneas impulsarían este SE por sus características funcionales al comienzo de la temporada, como la rápida emergencia, crecimiento y cobertura del suelo, en lugar de la biomasa total que producen.

Los resultados del metaanálisis de Ositipitan *et al.* (2019), también mostraron que la supresión de malezas proporcionada por los CC varía según las decisiones de manejo. En este caso, se relacionan con la elección de las especies, el sistema de labranza y la fecha de terminación, pero también con la tasa de siembra, la temporada de siembra, la fecha de siembra del CP después de la terminación del CC y si se integran otras prácticas de control de malezas. También confirman lo observado en este trabajo, que los CC de poaceas (*Avena sativa* L., *Triticosecale* Wittmack, *Lolium multiflorum* Lam., entre otros) proporcionaron una mayor supresión de malezas (91-96% respecto a suelo desnudo) que los de hoja ancha (*Vicia villosa* Roth, *Trifolium alexandrinum* L., *Trifolium resupinatum* L.; un 89% de supresión) hasta 4 semanas después de la terminación, lo que se atribuye a las diferencias ya comentadas respecto a la persistencia de sus residuos.

Por otra parte, los residuos de CC de leguminosas, al aumentar el nivel de NO_3^- del suelo después de su terminación, pueden estimular la aparición de malezas ya que, además, el nivel de biomasa producido y los atributos como tasa de cobertura del suelo son menos competitivos en relación a otros grupos de CC no leguminosos. De igual forma, los CC sembrados temprano cubrirían antes el suelo, sombreando y reduciendo la emergencia de malezas. También, duplicar o triplicar la tasa de siembra resulta en una mayor supresión de malezas que la siembra a una tasa considerada estándar (Ositipitan *et al.*, 2019). Por otra parte, retrasar la terminación de los CC hasta 2 semanas en primavera aumentó la supresión de malezas después de la terminación, ya que se logra una mayor acumulación de biomasa. El uso temprano de los residuos del CC (es decir, la siembra temprana del CP en el residuo del CC) permitirá una utilización óptima de su capacidad de asfixia de malezas. Un efecto potencialmente perjudicial discutido alrededor de extender la temporada de crecimiento de

los CC para aumentar el SE de control de malezas, es que el CC también competiría con el CP, por lo que se deben seleccionar especies de CC de vida corta, que crezcan activamente, pero que finalicen su ciclo rápidamente para evitar competencias con el CP.

Lograr un balance entre el uso de CC, su método de terminación y el control de malezas, puede suponer un ahorro importante en el uso de agroquímicos, para lo que se necesita comprender las interacciones CC-malezas y los efectos alelopáticos para diferentes especies de CC, sistemas de manejo y climas. Como se anticipó, la alelopatía es un fenómeno ecológico natural de interferencia entre organismos que permite mejorar el manejo de malezas (Farooq *et al.*, 2011), ya que tiene el potencial de controlarlas mediante una secuencia rotacional o como cultivo sofocante o mantillo, pero se debe tener la consideración especial de evitar perjuicios del fenómeno alelopático en el CP (Farooq *et al.*, 2011). De acuerdo a Kumar *et al.* (2020), dada la complejidad de lograr una total comprensión de los impactos de varias estrategias de manejo de CC (selección de especies de CC, tiempo de siembra y terminación, tasas de siembra, método de terminación, etc.) sobre la dinámica de la población de malezas (mortalidad y longevidad de las semillas, latencia de las semillas, ecología de la germinación, patrón de emergencia y otros rasgos del ciclo de vida, como la aptitud) y los rendimientos de CP, es que se deben investigar otros SE proporcionados por los CC, como la alelopatía, con el objetivo de lograr un mejor manejo integrado de malezas que retrase lo más posible la evolución de las poblaciones de malezas resistentes a herbicidas.

Tipos de cultivos cubierta y criterios de selección

Como ya ha quedado establecido a lo largo de las secciones previas, los CC pueden brindar numerosos SE, pero sus efectos pueden ser altamente variables al verse influenciados en mayor o menor medida por cada uno de los aspectos que gobiernan el sistema agroecológico. En esta sección se sintetizan los aspectos que aportan variabilidad a los efectos buscados en los CC, que guardan relación con los atributos que estos poseen y que pueden ser seleccionados para su aprovechamiento, sumado a las decisiones de manejo que permitan potenciar este servicio esperado. Así, y como se presentó en el resumen del Cuadro 1, se hace relevante describir las características más importantes de los 3 tipos de CC que más se han mencionado en la literatura: leguminosas, gramíneas y crucíferas. Luego, para cerrar esta primera parte, se comentarán los atributos de los CC y los manejos, mencionados a lo largo de este trabajo, que pueden aplicarse potenciando los efectos sobre los SE. A modo de resumen se integran los distintos SE, como se observa en el Cuadro 2, para analizar las compensaciones que tienden a emerger entre unos y otros.

Identificación y caracterización de los tipos de cultivos cubierta

Los CC pueden ser especies anuales, bienales y perennes que se cultivan con diversos propósitos según los SE que se necesiten, como proteger el suelo y mejorar su fertilidad, proteger las aguas subterráneas de la lixiviación de nitratos (familia de las crucíferas,

Brassicaceae), el aporte de MO (familia de gramíneas, *Poaceae*), la actividad biológica del suelo (familia de las leguminosas, *Fabaceae*) y la rápida protección de la superficie del suelo contra la escorrentía (familia del trigo sarraceno, *Polygonaceae*). Como ya ha sido mencionado, las especies más utilizadas pertenecen a las familias de leguminosas, gramíneas o poáceas y crucíferas o brassicas, cuyas características aéreas y subterráneas indican la funcionalidad del desempeño como CC, por lo que es importante lograr identificar y caracterizar los distintos tipos de plantas y los atributos que serían posibles de aprovechar para un mejor efecto del SE brindado, resumido en el Cuadro 1.

Leguminosas. En Chile, la producción actual de leguminosas está predominada por el cultivo de poroto (8.000 hectáreas aproximadamente), y en menor extensión se encuentran las siembras de lenteja y garbanzo, además de la producción de distintas variedades de lupino (15.000 hectáreas aproximadamente) (ODEPA, 2020). La gran familia *Fabaceae* es un grupo diverso y se divide en tres subfamilias: *Mimosoideae*, *Caesalpinioideae* y *Papilionoideae*, considerándose más primitiva la primera y la última más avanzada y con mayor número de especies, principalmente hierbas y arbustos. Comúnmente en Chile, el CC de leguminosa más utilizado es el haba, pero, dependiendo de la disponibilidad hídrica y el tipo de sistema productivo, también se recurre al chícharo, vicia y algunos tréboles.

Ciertamente, parte importante de los atributos funcionales del desempeño de las especies de la familia *Fabaceae* como CC corresponde a las características de su sistema radical. Bodner *et al.* (2019) reportaron que una característica común del tipo de enraizamiento de las leguminosas es su bajo ángulo de emergencia lateral ($65,4^\circ$) y una baja asignación de longitud de raíz hacia las capas profundas (7,9%). Funcionalmente, la asignación de raíces se estudia en relación con la búsqueda de nutrientes, con una gran variabilidad incluso a nivel de genotipos debido a la diferencia en el ángulo de inserción de la raíz basal y la respuesta gravitrópica. La asignación preferencial de ejes de raíces en la capa superior del suelo en CC de leguminosas, podría indicar una adaptación a la absorción de nutrientes no móviles, como el P. Los beneficios agroambientales de los sistemas de raíces de leguminosas de mayor diámetro asignados a la superficie han sido discutidos con relación a los efectos físicos sobre la macroporosidad, así como su papel en las interacciones biológicas con los microbios del suelo, principalmente por rizodeposición, que constituye una fuente de C microbiano, aumentando su biomasa (Steinbeiss *et al.*, 2008).

Así, el sistema radical de algunas especies de leguminosas, además de ayudar a mejorar las propiedades del suelo, les confiere la capacidad de absorber P mediante modificaciones de la rizósfera: pelos radicales, acidificación, exudados radicales o afinidad con HMA, haciéndolas especialmente útiles para aumentar la fertilidad del suelo mediante la fijación biológica del N atmosférico. Si bien no hay un completo entendimiento de las relaciones entre leguminosas y microorganismos del suelo, estas tienen efectos significativos en los microorganismos, ya sean simbioses o no. Por ejemplo, el caso de las que mejoran la abundancia de HMA en los sitios de nodulación, debido al alto costo de P de la fijación de N_2 (Vukicevich *et al.*, 2016).

Lo anterior se traduce en que las leguminosas proporcionan grandes cantidades de N mineralizado al CP, debido a una baja relación C:N y las grandes cantidades de N adquiridas del suelo y la atmósfera, sobre todo si hay una abundante producción de biomasa (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Baginsky *et al.*, 2013). Este N aumenta rápidamente su mineralización cuando se incorporan los residuos al suelo, quedando sujeto a una ruta de pérdida por lixiviación, escorrentía o volatización, si no se planifica el manejo una vez terminado el CC. Pero, como se revisó ampliamente, su correcto uso como abono verde puede ayudar a reducir la necesidad de fertilizantes sintéticos nitrogenados y asegurar el rendimiento promedio.

Respecto a esto, se ha demostrado que, en particular, los residuos subterráneos y los procesos de depositación de leguminosas son capaces de brindar N altamente disponible, aumentando el anabolismo microbiano, bajando la necesidad de fertilización externa al tiempo que se maximiza la contribución del CC a la mitigación del impacto ambiental del sistema (De Notaris *et al.*, 2020). Esta reducción de fertilización, además de bajar los costos productivos, reduce indirectamente las emisiones de CO₂ y las emisiones indirectas de N₂O de la lixiviación de NO₃⁻, además, permite un aumento en la captura de C ya que, el aumento de N disponible en el suelo aumenta la eficiencia microbiana del uso del C (mayores reservas de COS). Respecto a las emisiones, como ya se ha discutido, si bien los residuos de leguminosas pueden ser fuente de emisiones, generando pérdidas de N₂O-N, estas emisiones de N₂O por unidad de N adicionada son menores en comparación a fuentes inorgánicas de fertilización (Palm *et al.*, 2014).

Gramíneas. Por su parte, el uso de especies de la familia Poaceae es muy útil cuando se requiere cubrir rápidamente el suelo y para captar excesos de nutrientes, especialmente N. Por otro lado, la masa radical de las gramíneas se desarrolla en la porción más superficial del suelo, ayudando a prevenir el encostramiento y la compactación. En Chile, los CC de gramíneas más comunes corresponden a avena, centeno y trigo, en el caso de existir una alta disponibilidad hídrica.

Se ha descubierto con frecuencia que los CC de gramíneas como avena o centeno, son particularmente beneficiosos para la estabilidad de los agregados y el COS, relacionado tanto con el enmallamiento de las raíces como con la excreción de agentes aglutinantes orgánicos en el suelo (Liu *et al.*, 2005). Estudios como el de Bodner *et al.* (2019) han examinado el sistema radical de diversas especies, indicando, por ejemplo, que *Avena strigosa* se distingue por una dominancia de ejes primarios, con ejes laterales que emergen en un ángulo casi horizontal. Estos y otros atributos del sistema radicular, como una mayor densidad de pelos radicales, se han relacionado a mejoras en las propiedades físicas del suelo, como estabilidad de agregados y porosidad, permitiendo mejoras en la infiltración del agua (Hao *et al.*, 2020).

Otro aspecto importante, destacado por Vukicevich *et al.* (2016) en su revisión, corresponde a que la vía fotosintética también ejerce influencias en la retroalimentación del suelo: las gramíneas C4 dependen en gran medida de los HMA para la productividad, debido a su desarrollo, principalmente, en ambientes áridos de alta intensidad de luz donde la captación

eficiente de P y agua son cruciales, mientras que, las C3 generalmente se adaptan a climas más fríos o mayor disponibilidad de agua y, aunque pueden formar asociaciones con HMA, dependen menos de ellos para sobrevivir. Esto puede ofrecer otros beneficios, como un mayor aumento en la abundancia de bacterias supresoras de enfermedades, ya que, debido a que sus sistemas de raíces finamente ramificados son más susceptibles a ataques de patógenos, puede existir una mayor asociación con microorganismos protectores. Además, los sistemas radicales altamente fibrosos de las plantas C3 son más efectivos para absorber nutrientes que las raíces más gruesas de las C4.

Respecto a la tasa de liberación de los nutrientes desde el rastrojo de gramíneas hacia el suelo, el estudio de Chinta *et al.* (2020) indican que las gramíneas tienen una menor tasa, respecto a las leguminosas, y pueden afectar la eficiencia de uso del nitrógeno del CP. La tasa de descomposición de los residuos se ve determinada por la actividad enzimática y la diversidad de microorganismos, los que tienden a preferir los compuestos más simples y fáciles de degradar. Esto es especialmente importante para cultivos de ciclo corto como la lechuga, pero, también para cultivos perennes, como huertos frutales, donde puede suponer una ventaja al permitir un suministro de N más prolongado.

Estudios como el de Baraibar *et al.* (2017), indican que las características funcionales al comienzo de la temporada de los CC de gramíneas como la rápida emergencia, crecimiento y cobertura del suelo, constituyen mecanismos de supresión de malezas incluso más importantes que la supresión que pueden ejercer por competencia por nutrientes, relacionado con el nivel de producción de biomasa del CC. En este sentido, decisiones de manejo como fecha y tasa de siembra del CC pueden potenciar este servicio (Ositipitan *et al.*, 2019), como fue ya discutido en secciones previas. La elección de establecer un CC de gramíneas debe basarse en los atributos que mejor se ajusten a la condición y las necesidades del sistema agroecológico, como en el estudio de Blanco-Pérez *et al.* (2020) en donde se escoge una variedad de *Bromus catharticus* como CC permanente, por su adaptación a la sequía y a los niveles de pH bajos, además de su facilidad de establecimiento y desarrollo debido a una alta capacidad de autosiembra.

Crucíferas. En último lugar, las crucíferas o brassicas son aprovechadas especialmente por sus propiedades biofumigantes, además de ser altamente competitivas por su rápido crecimiento y aportar a la estructuración del suelo, debido a su sistema radical profuso y con alta capacidad de exploración (Trükmann *et al.*, 2006). Se ha postulado que las crucíferas son los CC más efectivos para el ciclado de nutrientes, porque crecen más rápido (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003) y, por lo tanto, compiten fuertemente para capturar recursos abióticos. Por ejemplo, Tribouillois *et al.* (2015) clasifican a las especies de brassicas como altamente competitivas, basándose en su elevada tasa de crecimiento y de adquisición de N. De los CC, las brassicas también son las que absorben la mayor cantidad de sulfato mineral del suelo, debido a su rápido aumento y densidad de raíces en profundidad (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003) para cumplir con la producción de aminoácidos y glucosinolatos.

De manera general las especies de la familia Brassicaceae, son usadas por su sistema radicular pivotante y grueso que tiene la capacidad de biotladrar el suelo, alivianando capas compactadas dentro de su profundidad radicular, y mejorar la macroporosidad, permitiendo mayor flujo de agua y nutrientes. En su estudio, Bodner *et al.* (2019) encuentran que las crucíferas *Raphanus sativus* y *Camelina sativa* tuvieron la mayor longitud de raíz y la mayor densidad de ramificaciones laterales, en donde la primera especie tuvo mayor capacidad para la exploración del suelo por una mayor asignación de raíces profundas.

En su revisión, Vukicevich *et al.* (2016) recopilan evidencia de diversos autores para indicar puntos relevantes respecto a las brassicas, como que la mayoría no tiene micorrizas e inhibe la germinación de las esporas de HMA debido a la producción de sustancias volátiles antifúngicas por sus raíces (isotiocianatos a base de S), que también son capaces de disminuir las poblaciones endémicas de hongos entomopatógenos y fitopatógenos. Esto último, confiere otro uso común de las crucíferas como "biofumigantes" para eliminar patógenos fúngicos y disminuir la viabilidad de sus esporas. Además, las bacterias supresoras de enfermedades aumentan sustancialmente con la incorporación del material vegetal de crucíferas o mediante la selección de la rizósfera por parte de plantas vivas.

Especies nativas y espontáneas. Suponen una buena alternativa para controlar la erosión, escorrentía y pérdida de fertilidad, entre otros, cuando no es factible para el productor asumir la inversión, en semillas y operaciones, para establecer y manejar un CC específico. Esta alternativa es mencionada varias veces en los estudios revisados, por ejemplo, en la revisión de Vukicevich *et al.* (2016), quienes indican que las plantas nativas pueden adaptarse mejor al clima local que las exóticas o cultivadas, requiriendo menos insumos cuando se emplean como CC. Dicho estudio destaca la existencia de poáceas perennes nativas de climas con veranos largos y secos, durante los cuales entran en un estado inactivo y, por lo tanto, proporcionarían los SE asociados, con menor riesgo de competencia con el CP. Además, las poblaciones locales de HMA pueden asociarse preferentemente con plantas nativas, teniendo una simbiosis más funcional y un mayor potencial de inóculo que las exóticas. Sin embargo, el establecimiento de especies nativas en entornos perturbados puede resultar difícil y su manejo, frecuencia de corte y manejo de malezas antes de la siembra, es fundamental para el éxito. Pero, conforme a que se ha ido dando relevancia a la mantención de ecosistemas saludables acorde a sus componentes bióticos y abióticos locales, es que se espera que el desarrollo e implementación de los CC en los agroecosistemas nacionales vaya de la mano de la selección y mejoramiento de especies nativas, de manera que se logre obtener los SE ajustados al entorno y evitando perjuicios en la biodiversidad local.

Atributos de cultivos cubierta como criterios de selección

Como ha sido mencionado, la selección y el manejo de los CC debe planificarse cuidadosamente para satisfacer las necesidades locales del agroecosistema y aumentar su multifuncionalidad, ya que los SE brindados pueden tener efectos altamente sitio-específicos según distintos factores que le aportan variabilidad, como se observa en la Figura 3. La

estrategia de selección, entonces, depende de la capacidad de predecir la respuesta del CC durante su fase de crecimiento ante las influencias ambientales y de manejo y su efecto sobre la prestación de los diversos SE. Por esto, basándose en los cuadros 1 y 2, en esta última sección de la primera parte de este trabajo, se discuten los atributos que pueden ser considerados para la selección de los CC según los SE esperados, discutiendo además las compensaciones que puedan presentarse con otros SE. Estas compensaciones son entendidas como una relación inversa que se observa entre la prestación de un servicio y otro, por ejemplo, la inclusión de un rastrojo de leguminosa para aumentar la fertilidad del suelo tiene un efecto negativo sobre el servicio de mejora de la estructura y agregación del suelo, o no en el óptimo esperado en relación con un CC de poáceas.

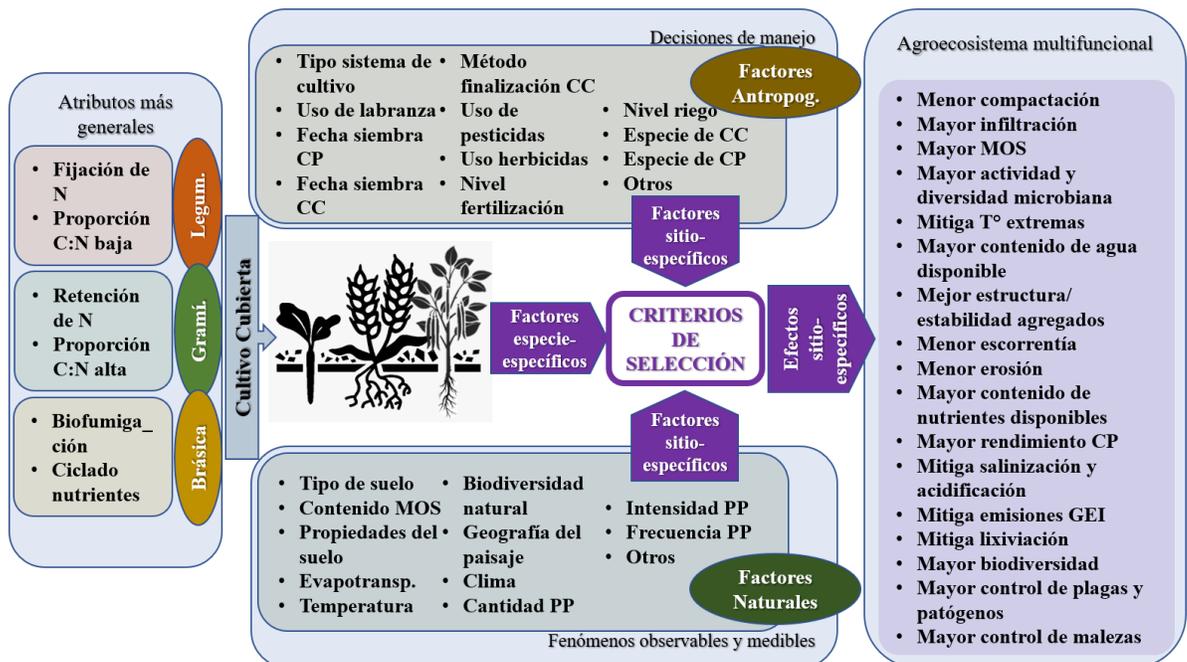


Figura 3. Esquema representativo de algunas de las consideraciones que se deben tener para definir criterios de selección acorde al aumento de la multifuncionalidad del agroecosistema local.

Se asociaron en cinco grupos los diversos SE documentados en literatura según el efecto positivo deseado: mejorar la calidad, cantidad y productividad del suelo y aportar a la mitigación de riesgos ambientales y al control de la biodiversidad, tanto del sistema de cultivo como del entorno natural. Además, los estados o manejos del CC producen efectos generalmente similares entre los SE de un mismo grupo, mientras que entre los SE de distintos grupos pueden existir compensaciones bajo un mismo estado o manejo del CC. Por ejemplo, los SE del Grupo 1 (calidad de suelo) tienen una interacción positiva entre sí, en donde con el potenciamiento de uno, mediante una práctica o un estado determinado del CC, se produce una mejora en igual o distinta magnitud en otro SE, como sería el caso de una mejora en la compactación potenciada por un CC permanente, que también aumentaría la infiltración y el drenaje del agua.

Se identificaron dos fases de crecimiento importantes que tienen una mayor o menor influencia en el SE brindado: fase inicial de crecimiento, que va desde la emergencia hasta el 50 % del cubrimiento del suelo, y una fase final de crecimiento, en donde se logra la cobertura total del suelo, generalmente sin llegar a la fase de desarrollo reproductivo. Los efectos de la primera fase se asemejan a los de un CC mal establecido o con una baja producción de biomasa, mientras que los efectos de la última fase, cubrimiento total, se asemejan a los de un manejo de CC permanente, por lo que en el Cuadro 2 se expresan en conjunto. Esto se basa en que la producción de biomasa del CC es muy determinante para la prestación de algunos SE, como se discute posteriormente.

Por otro lado, pese al importante efecto de los factores de estado y manejo del CC mencionados (nivel de cobertura, permanencia, terminación e inclusión del rastrojo o uso como mulch), también existen algunos SE que no dependen tan fuertemente de ellos, sino de otros efectos que determinan su prestación; más bien, tienen más influencia factores como clima, tipo de suelo, manejo del sistema, nivel de fertilización y especie utilizada, entre otros. Es decir, para algunos casos, por ejemplo, para potenciar el contenido de agua disponible del suelo, el nivel de producción de biomasa del CC no explica totalmente la variabilidad observada en la prestación de este SE (por lo que no constituye un criterio único de selección); en este caso, es probable que la alta variabilidad del SE se debe a factores ambientales y de manejo del sistema (Figura 3), como distribución de precipitaciones, contenido de MOS e incluso el momento de evaluación.

Todo esto se debe a que, si bien los efectos positivos de los CC en un número de SE interrelacionados son destacables, los efectos en el suelo y la producción de cultivos son complejos y sitio-específicos (Figura 3): factores locales como la precipitación (cantidad, intensidad y frecuencia), evapotranspiración potencial, tipo de suelo, sistema de cultivo y labranza, y manejo sitio-específico (especie(s), momento y métodos de siembra y término de CC y CP) y sus interacciones impactan el desempeño y los efectos de los CC (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Los factores naturales pueden ser fenómenos observables y medibles, permitiendo generar información a partir de simulaciones y predicciones; usar esa información para las decisiones de manejo involucradas, permite que el impacto que puedan ejercer los factores antropogénicos configure una oportunidad para los agricultores e investigadores que buscan optimizar esta práctica mediante una buena gestión localizada, con el objetivo de aumentar la multifuncionalidad del agroecosistema (Figura 3).

La Figura 3 explica, de manera general, la complejidad de establecer criterios óptimos de selección y manejo de CC, debido a los factores sitio- y especie-específicos, para que su efecto desencadene una retroalimentación positiva, aumentando la multifuncionalidad del agroecosistema local. Como ya se ha revisado, dependiendo del SE esperado, es importante conocer las consideraciones de cada potencial atributo del CC o decisión de manejo; por ejemplo, para controlar la erosión o la lixiviación, los aspectos de la producción de biomasa que adquieren relevancia son la tasa y nivel de cobertura del suelo, atributos radiculares y tasa de absorción de nitratos (no explicitados en Figura 3). De hecho, las tasas de crecimiento y de absorción de N pueden ser usados como indicadores de la capacidad de los CC para producir estos SE, es decir, constituyen un criterio de selección acorde, pero manejos como

el método de terminación, ejercen una gran influencia sobre el control de erosión, ya que, el efecto positivo del CC durante su crecimiento sobre el SE disminuye al terminarlo y dejarlo en superficie, lo que empeora fuertemente si el rastrojo es incorporado, lo que se debe tener en consideración para no anular el SE brindado.

Las compensaciones de efectos se observan claramente entre los grupos del Cuadro 2, por ejemplo, el potenciar los SE del Grupo III usando el CC como abono verde genera disminuciones en los SE del Grupo II, desencadenado por el efecto disruptivo de la labranza al incorporar los rastrojos. Además, se puede visualizar los SE que están fuertemente relacionados entre sí y que pueden obtenerse en conjunto con un manejo similar; por ejemplo, usar el rastrojo del CC como mulch potencia el aumento del contenido de MOS en la capa más superficial y, a su vez, puede relacionarse con una amortiguación de las temperaturas extremas del suelo, que permite una descomposición más lenta y mayor estabilización de la MOS. En este caso, el manejo brindado (rastrojo en superficie) tiene un alto potencial de mejorar los niveles de MOS (descriptor ++ en Cuadro 2), mientras que el efecto amortiguador que pueda ejercer el rastrojo sobre temperaturas extremas también va a depender fuertemente del clima (descriptor + en Cuadro 2). Otro ejemplo de asociaciones entre SE, es la relación directa entre la mitigación de GEI y de la lixiviación, donde ambos servicios son mejorados por una buena producción de biomasa durante la fase de crecimiento y al permanecer como CC permanente (descriptor ++ en Cuadro 2), mientras que pueden empeorar al darle término y, sobre todo, si es incorporado como abono verde (descriptor -- en Cuadro 2).

Como se anticipó, en esta revisión se pudo observar que el potencial de producción de biomasa de los CC, tanto aérea como radical, es el factor más importante y posible de manejar que impacta en las propiedades del suelo y va a determinar fuertemente el impacto en el efecto deseado sobre los SE, por lo que, también, constituye un criterio de selección apropiado, más no el único, como ya se ha discutido. Por ejemplo, un CC que se incluye para restaurar y mitigar procesos de compactación, en su fase inicial de crecimiento o si alcanza bajos niveles de biomasa puede no llegar a potenciar dicho SE, quedando sujeto a la influencia conjunta de otras variables para su mejoría (sin descriptor en Cuadro 2); mientras que, con un alto nivel de biomasa o cobertura total, al igual que mantener un CC permanente, hay un efecto de potenciamiento sobre el SE (descriptor ++ en Cuadro 2). De igual forma, si se considera su incorporación como abono verde para brindar un SE de fertilización para el CP siguiente (descriptor ++ en Cuadro 2), el nivel de producción de biomasa alcanzado en un tiempo determinado se condice con un mayor ciclado de los nutrientes presentes en el suelo, por ende, un mayor aporte de éstos.

Respecto a los CC permanentes, se ha mencionado que la remoción de biomasa para biocombustible o para forraje aumentaría los SE (Blanco-Canqui *et al.*, 2015), mientras que, como ya se mencionó al inicio de este trabajo, el pastoreo de los CC puede producir efectos contraproducentes en algunos agroecosistemas, al aumentar la degradación del suelo por compactación del ganado y las emisiones de GEI (Taboada *et al.*, 2011). Esto refleja que en el manejo del sistema también se pueden encontrar oportunidades de potenciamientos de los diversos SE, como el momento de siembra y término, ya que afectan determinantemente la producción de biomasa del CC: mientras más cercano a la cosecha del CP se siembre el CC

y se termine lo más tardíamente, mayor será la producción de biomasa que alcance (Blanco-Canqui, 2018), pero extender la temporada de crecimiento de los CC es una decisión que debe ser cuidadosamente tomada según cada agroecosistema para evitar interacciones negativas con otros SE, como el contenido de agua disponible.

Lo anterior, constituye un desafío al manejo con CC anuales, ya que su periodo de crecimiento a veces puede ser muy corto y en condiciones ambientales poco propicias. La variabilidad en la producción de biomasa puede ser incluso dentro de una misma región (Blanco-Canqui, 2018) debido a que su temporada de crecimiento y nivel de producción están determinadas por la precipitación y la temperatura (Nielsen *et al.*, 2016). Por ejemplo, en regiones semi-áridas pueden observarse grandes diferencias en la producción de biomasa de los CC de un año a otro debido a variaciones en las condiciones climáticas, como la cantidad y la distribución de las precipitaciones (Blanco-Canqui *et al.*, 2017). Para las áreas irrigadas de estas regiones semi-áridas, los criterios de selección de especies deben incluir atributos que confieran al CC una mayor tolerancia a la salinidad, además de considerar los efectos del uso del agua en los balances de sal del campo y los requisitos adicionales de riego. Por ejemplo, Mitchell *et al.* (1999, citado en Dabney *et al.*, 2010) evaluaron algunas especies de CC en una rotación de cultivos bajo riego con agua de drenaje salina, donde la acumulación de sal ha dado lugar a una salinización del suelo (3 a 8 dS m⁻¹ del extracto de pasta de saturación), encontrando que las especies de brassicas produjeron aproximadamente el doble de biomasa que las especies de gramíneas anuales y cuatro veces más materia seca que las especies de leguminosas, alcanzando 20 Mg ha⁻¹ de materia seca, mientras que en promedio los otros CC redujeron su crecimiento hasta un 50 % debido a la salinidad. De igual forma, para zonas lluviosas y con mal drenaje se ha discutido que el volumen radical es de suma importancia, en donde el aprovechamiento de sistemas radicales gruesos y profundos o más bien finos y altamente ramificados aportan sustancialmente a aumentar la tasa de infiltración en suelos con mal drenaje, disminuyendo además los riesgos de escorrentía (García-González *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2016).

Se ha mencionado que los CC de especies de gramíneas a menudo producen más biomasa que otras y pueden ser más efectivas en reducir la erosión por agua y la lixiviación de NO₃⁻ (Blanco-Canqui, 2018), mientras que las brassicas son capaces de aumentar la infiltración y, en particular, disminuir la lixiviación de S. Por otro lado, algunos estudios señalan que las diferencias en el control de erosión por agua y de lixiviación de NO₃⁻ puede ser pequeño entre especies, pero en función de factores como precipitación y producción de biomasa, las diferencias pueden aumentar. Para esto, los sistemas radicales de las plantas son esenciales, ya que transmiten genotipos y estrategias eficientes en el uso de recursos con beneficios para los agroecosistemas. En su estudio, Bodner *et al.* (2019) identificaron rasgos de las raíces para la clasificación de especies de los CC, categorizándolas en especies con tipo de raíz i) de gran diámetro asignado a la capa superior del suelo, ii) dominado por ejes primarios/nacidos de brotes de baja ramificación y, iii) tipo de enraizamiento denso altamente ramificado, dependiente de la distribución de profundidad. Esto ha sido revisado en literatura, buscando atributos funcionales que permitan seleccionar según el SE que se desea potenciar; existiendo un consenso sobre la gran influencia distintiva del sistema radical voluminoso del CC sobre el espacio poroso, independiente de su arquitectura. Cuando este volumen está

compuesto por ejes principales gruesos, como en leguminosas y crucíferas, o es muy denso, como algunas gramíneas, se mejoran las propiedades del suelo como conductividad hidráulica y su compactibilidad (Yu *et al.*, 2016). Respecto a la arquitectura del sistema radical, existe consenso respecto a la capacidad de las raíces pivotantes profundas de algunas especies de brassicas para penetrar capas compactadas, actuando como biotaladros y aportando a la red de biocanales y macroporos (Chen y Weil, 2011; Chen *et al.*, 2014; Ruiz-Colmenero *et al.*, 2013).

Respecto a la calidad del rastrojo, se ha planteado el uso de CC con baja proporción C:N, como leguminosas, para permitir la formación de nuevas asociaciones organominerales, con el objeto de aumentar la estabilización de la MOS en el largo plazo (Kopittke *et al.*, 2020), debido a un aumento en la eficiencia de uso del C por parte de los microorganismos, como se discutió ampliamente. Respecto al aumento del COS del suelo, por un lado, se ha mencionado que, independiente del sistema de producción (convencional u orgánico, por ejemplo), en suelos de clima templado, la capacidad de secuestro de CO se relaciona con las entradas de C de la biomasa subterránea por sobre la reducción de labranza (Autret *et al.*, 2016). Entonces, maximizar la producción de biomasa se ha convertido en un objetivo importante cuando se cultivan CC; por un lado, se ha demostrado que los monocultivos pueden producir mayor biomasa que las mezclas (Baraibar *et al.*, 2017; Finney *et al.*, 2016) mientras que, por otro, se ha demostrado que las mezclas pueden producir más biomasa que sus homólogos de una sola especie, especialmente a nivel de sistema radical (Novelli *et al.*, 2017; Gentsch *et al.*, 2020). Por su parte, Antosh *et al.* (2020) indican que las mezclas de CC fueron las más productivas en algunos años-sitio y los monocultivos fueron más productivos en otros, sugiriendo que los monocultivos pueden ver más afectada la producción de biomasa por el clima estacional que por la selección de especies, mientras que las mezclas pueden no lograr el objetivo de una mayor producción de biomasa, pero puede incluir la ventaja de prevenir la posibilidad de un establecimiento deficiente de una sola especie.

Como se mencionó, las crucíferas pueden ser el mejor CC para proporcionar SE de disminución de lixiviación y abono verde, aunque en comparación con los CC de leguminosas, las crucíferas proporcionan un servicio de abono verde más bajo en N, que a veces puede conducir a la inmovilización de N neto (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Couëdel *et al.*, 2018b). Por otra parte, la alta retención de N en los CC de gramíneas puede conducir a un bajo suministro de N (baja mineralización de residuos) y bajos rendimientos en el CP, dada la generación del fenómeno conocido como hambre de N, esto es, una inmovilización microbiana de las fuentes de N asimilables para el proceso de la mineralización de los rastrojos del CC (Finney *et al.*, 2016; White *et al.*, 2017). Sin embargo, De Notaris *et al.* (2018) encontraron que los CC leguminosos y no leguminosos fueron igualmente efectivos para reducir el potencial de lixiviación de N, y previamente White *et al.* (2017) encontraron que el aumento de la proporción de no leguminosas en la mezcla disminuía la posible lixiviación de N-NO₃.

Por otro lado, el estudio de Couëdel *et al.* (2018b) sugiere que cualquier planta herbácea anual de suficiente densidad y biomasa (independientemente de cualquier clasificación biológica o antropogénica) podría ser útil para mitigar la pérdida potencial de N de suelos

cultivados; las malezas fueron a menudo tan efectivas como los CC para reducir el N-NO₃ del suelo. Además, Couedel *et al.* (2018b) encontraron que las mezclas de CC no fueron más efectivas que los monocultivos para reducir el N-NO₃ del suelo (0,2 m de profundidad) durante el crecimiento del CC, siendo las mezclas brásica-leguminosa capaces de reducir el N del suelo en un 59%, mientras que las leguminosas solo lo redujeron en un 35% a profundidades de muestreo entre 0,6 y 0,9 m. También observan que la inclusión de leguminosas en mezclas de especies tiende a aumentar significativamente el servicio de abono verde de N en comparación con el de los CC de crucíferas solas, sin disminuir los servicios asociados con los ciclos de N y S. Por lo tanto, en comparación con los CC de crucíferas, los CC de leguminosas-crucíferas pueden proporcionar el mismo nivel de servicio de abono verde proporcionado por los CC de leguminosas.

En otro experimento de Couedel *et al.* (2018a), en un suelo franco arcillo limoso y uno franco arenoso, evaluaron CC en monocultivo y en mezcla biespecífica de brassicas y leguminosas. Las mezclas de leguminosas (50%) y crucíferas (50%) y los CC de crucíferas proporcionaron el mismo nivel de servicio de reducción de lixiviación de S (12 kg S ha⁻¹), significativamente mayor que el de los CC de leguminosas (4 kg S ha⁻¹). Esta mezcla, crucíferas y leguminosas, también proporcionaron casi el mismo nivel de servicio de abono verde de S (5,5 kg S ha⁻¹) que los CC de crucíferas (6,5 kg S ha⁻¹), además, mejoran los servicios de abono verde de N en comparación con los CC de crucíferas como monocultivo (Tribouillois *et al.* 2016), siendo la competencia y el porcentaje relativo de crucíferas y leguminosas lo determinante para el servicio de abono verde de S, al influir en la cantidad total de S absorbido y la relación C:S de la mezcla de especies. Esto puede significar que las crucíferas en mezclas experimentaron más competencia intraespecífica que competencia interespecífica, dado el aumento del servicio de abono verde de N de las leguminosas en las mezclas de CC (Tribouillois *et al.* 2016; Couedel *et al.* 2018b), lo que permite una complementariedad significativa para el uso de recursos y/o su facilitación como abono.

Como se discutió previamente, poáceas y fabáceas tienen el mayor impacto sobre la microbiota del suelo; especies como *Lupinus* sp. son capaces de extraer reservas de P, modificando la bioquímica de la rizósfera y mejorando la disponibilidad de P en el suelo. En este sentido, nuevamente es la biomasa del CC la que determina la magnitud del efecto, ya que, además de la transferencia del P en los residuos vegetales al CP, afecta el potencial de modificaciones de la rizosfera e interacciones microbianas (Hallama *et al.*, 2019). Se requiere un manejo apropiado del CC, reconociendo su importancia para el retorno general de la rotación, en donde la estrategia de las dicotiledóneas (leguminosas y brassicas) es usar la modificación bioquímica de la rizósfera para la movilización del P, mientras que las monocotiledóneas (gramíneas) toman el P mediante su extenso sistema radical.

Se ha señalado que aumentar la diversidad de los CC puede mejorar la multifuncionalidad del agroecosistema (Finney y Kaye, 2017), pero no todos los SE responden de la misma manera, por lo que los CC podrían inducir perjuicios con resultados peores que el barbecho (Finney *et al.*, 2016). El manejo del CC para la multifuncionalidad requiere conocer cómo las interacciones de los servicios son influenciadas por la identidad y diversidad de especies. Las interacciones surgen cuando el suministro de un servicio conduce a cambios en otro o

cuando el mismo factor impulsa un cambio en múltiples servicios, lo que lleva a servicios concurrentes o "agrupados" (Finney *et al.*, 2016), como se pudo observar con este trabajo. Lograr comprender las interacciones que posiblemente se generen, podría permitir sacar una ventaja para un óptimo diseño de mezclas de CC mediante decisiones de manejo localizadas (Figura 4).

El establecimiento de mezclas se basa en dos supuestos, según Finney *et al.* (2016), en que la diversidad aumenta la producción de biomasa y que, a su vez, este aumento mejora los SE. Sin embargo, en dicho estudio, las mezclas no produjeron más biomasa que los monocultivos altamente productivos, ni los superaron en la prestación de SE. Por otro lado, obtuvieron correlaciones de complementariedad entre las especies en beneficio de los SE brindados, que no se relacionan directamente con el nivel de producción de biomasa, como la capacidad de retener y suministrar N, para aumentar los servicios de rendimiento, que son atributos funcionales de las especies que permiten predecir la prestación del SE a partir de mezclas de CC, en vez de sólo considerar la producción de biomasa como factor determinante. Luego, Finney y Kaye (2017) confirman que el aumento de la diversidad de los CC afecta positivamente la retención de N, el N en biomasa aérea y la supresión de malezas; por otro lado, también señalan que un aumento en la riqueza de especies de CC no necesariamente conducirá a aumentos predecibles ni relevantes en la multifuncionalidad del agroecosistema. Lo anterior se atribuye al factor tiempo, debido a que, en sistemas naturales, el aumento de la riqueza de especies en el tiempo se sustenta en la complementariedad entre ellas y, de la misma forma, algunos SE están influenciados en mayor medida por efectos acumulativos de la diversidad de los CC en una escala temporal mayor (Finney y Kaye, 2017).

Lo discutido fue graficado en un estudio de Finney *et al.* (2017a), en donde se buscó determinar cómo la identidad o número de especies en la selección de CC afecta la multifuncionalidad, encontrando algunos SE que se agrupaban: por un lado, producción de biomasa de CC, supresión de malezas y retención de N; por otro lado, producción del CP, suministro de N y rentabilidad, como se observa en la Figura 4. También identificaron algunas compensaciones que limitaban la multifuncionalidad, pero indican que las mezclas funcionalmente diversas disminuyeron los perjuicios asociados con ciertos monocultivos, aumentando así la multifuncionalidad de los CC. Por otro lado, en los monocultivos de leguminosas, hubo una gran variación entre las especies, siendo el guisante (*Pisum sativum* L.) el que exhibió el índice de multifuncionalidad más alto entre todos los tratamientos, lo que se debió a la provisión adecuada de muchos servicios sin perjuicios importantes; por su parte, el trébol rojo (*Trifolium pretense* L.) estuvo entre los más bajos, ya que, si bien proporcionó muchos servicios, la magnitud de los servicios individuales fue baja.

Es necesario tener en cuenta que en la Figura 4 las mezclas están compuestas por las mismas especies establecidas como monocultivo, pero en distintas proporciones según los SE deseados: la mezcla de 3 especies N tiene una mayor tasa de siembra de leguminosa, la mezcla maleza tiene una mayor proporción de especies de gramíneas, mientras que la mezcla de 4 especies considera todas las especies menos *Raphanus sativus* L. y *Avena sativa* L.; finalmente, la última mezcla considera todas las especies evaluadas como monocultivo

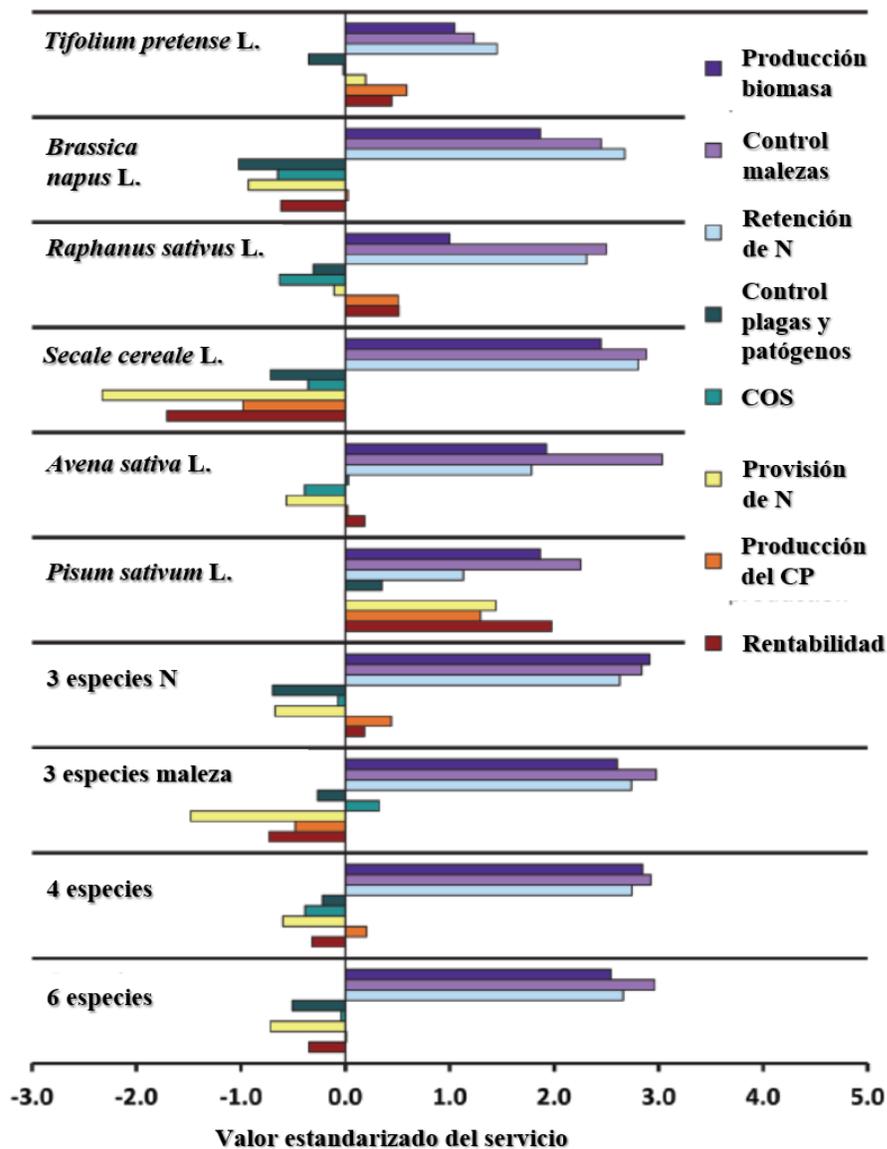


Figura 4. Esquema de servicios ecosistémicos (valores >0) y compensaciones generadas (valores <0) con la inclusión de 10 tratamientos de CC en una rotación de trigo-maíz para ensilado-soya durante 3 años (Fuente: Adaptado de Finney *et al.*, 2017a).

El estudio en campo de Blesh (2018) también evaluó mezclas de CC de dos y tres especies (leguminosas, brassicas y gramíneas) de estación fría, en su aporte a las funciones del ecosistema, pero a través de un gradiente de niveles de fertilidad del suelo. La biomasa de leguminosas y la fijación biológica de N se correlacionaron negativamente con las propiedades del suelo (disponibilidad de N de la MOS), mientras que la biomasa de no leguminosas y malezas se correlacionaron positivamente con otras medidas de fertilidad del suelo. Si bien concluye que las mezclas de CC pueden aumentar la diversidad funcional dentro de las rotaciones de cultivos, al igual que otros autores, observó compensaciones entre funciones en las que el aumento de la diversidad funcional mejoró algunas y disminuyó otras,

destacando la necesidad de comprender mejor las interacciones competitivas en las mezclas, y la retroalimentación con las propiedades del suelo, ya que la variación en el rendimiento de las especies entre un sitio y otro afecta la expresión de los rasgos y las funciones asociadas. Vogeler *et al.* (2019) investigaron si las mezclas de CC de no leguminosas con leguminosas tienen ventajas sobre monocultivos de no leguminosas para potenciar el SE de disminución de lixiviación de nitratos y de aumento de disponibilidad de N al CP posterior. Demostraron que las mezclas de CC pueden reducir la lixiviación de N, siempre que se mantenga una proporción uniforme entre las no leguminosas y las leguminosas en el campo. En la arena gruesa, la absorción de N por el CP en el año residual fue mayor en todos los tratamientos en comparación con el suelo desnudo, y en uno de los años fue mayor con el monocultivo de leguminosas y la mezcla en comparación con el monocultivo de no leguminosas. En el suelo franco arenoso, la absorción de N fue similar para todos los tratamientos, lo que indica un alto suministro del suelo y del fertilizante agregado.

Otro estudio que evaluó mezclas fue el de Hefner *et al.* (2020), en donde observó un aumento del 35% del rendimiento del CP luego de un monocultivo de leguminosas en comparación con las mezclas de leguminosas/centeno, con dos sistemas de terminación. Esto se debió al contenido de N del suelo, más alto entre 0-2,5 m de profundidad en la primavera, y una mineralización más rápida del N del material vegetal con una relación C:N más baja. Otra estrategia de selección puede considerar la capacidad de ejercer influencias en la microbiota del suelo, como mencionó Vukicevich *et al.* (2016), donde la inclusión de gramíneas C4 podrían aumentar la abundancia de HMA, mientras que las C3 podrían proporcionar recursos para más microorganismos benéficos, como bacterias supresoras de enfermedades en los meses más fríos.

Cultivos cubierta como práctica de manejo sustentable de suelos agrícolas en Chile

Como ya ha quedado establecido, la degradación y desertificación de los suelos corresponden a los problemas ambientales más serios a escala global (UNEP, 2019), encontrándose especialmente activos en áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, potenciados en las últimas décadas por las variaciones climáticas y la actividad humana (Kosmas *et al.*, 2013). Por otro lado, la resiliencia del suelo es la habilidad del ambiente del suelo de mantener sus funciones clave bajo tensiones internas y externas, principalmente climáticas y por manejo (Blanco-Canqui y Francis, 2016). Como se mencionó, la gravedad de la degradación del suelo y la posibilidad de remediarla dependen del tipo de proceso de degradación; por ejemplo, las prácticas agrícolas actuales como monocultivos, incluso bajo cero labranza, en combinación con una baja biodiversidad, provocan la degradación del suelo a través de la erosión del viento y del agua, el agotamiento de la MOS y la pérdida de nutrientes (Gomiero, 2016).

Si bien Chile cuenta con la ley 20.412 de “Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de los Suelos Agropecuarios” (SIRSD-S), derivado del Programa de Recuperación de Suelos Degradados del Ministerio de Agricultura, que declara como

propósito contribuir a la sustentabilidad ambiental del suelo para recuperar el potencial productivo de los suelos agrícolas degradados y mantener los niveles de mejoramiento (Ley N° 20.412), las normas aplicadas parecen ser deficientes al observarse una continuación de los problemas de degradación de los suelos. Por ejemplo, CIREN (2010) indica que las principales causas de la degradación del suelo en el país corresponden a las de origen antrópico, que se relacionan a prácticas agropecuarias perjudiciales, las cuales han elevado en gran medida los niveles de erosión (78% de la superficie estudiada), seguido del proceso de desertificación, que cada vez toma más preponderancia (62% del territorio nacional se encuentra en este proceso). Otras problemáticas importantes corresponden a excesos de agroquímicos y prácticas como la quema de residuos, que afectan las propiedades biológicas, y la salinización, acidificación, alcalinización y contaminación, que afectan las propiedades químicas de los suelos (Ministerio del Medio Ambiente, 2020).

Además, la proyección regional del cambio climático indica que probablemente aumente la frecuencia e intensidad de los incendios forestales (como en el año 2017, con más de 600.000 ha quemadas), una disminución de las precipitaciones (con excepción de la zona austral) y un aumento de la incidencia de la sequía y de las temperaturas extremas (Ovalle, 2020). Como se indica en una reciente publicación emitida por el INIA La Cruz (Ovalle, 2020), las recomendaciones apuntan a la urgencia de tomar medidas de adaptación al cambio climático y de mitigación de emisiones de GEI en la agricultura, siendo responsable de una parte importante de estas, al producir el 50% del metano y 70% del N₂O, con el fin de que los agricultores y ganaderos nacionales puedan producir alimentos de manera sostenible y acceder a nuevos mercados que requerirán de productos de bajo impacto ambiental, entendiendo como manejo sustentable aquel que minimiza el deterioro del suelo, promueve un uso eficiente y racional de los fertilizantes y del agua, y mejora la calidad del suelo y su fertilidad, incrementando los niveles de MO y secuestro de C (Ovalle, 2020).

Respecto a esto último, el mismo informe concluye que se requieren más conocimientos y evidencias acerca de qué manejos son más eficientes en el secuestro de C, si aumentar las entradas a través de producción adicional o aplicar prácticas de manejo de suelo que reduzcan las tasas de mineralización de la MOS. Como se ha discutido en esta revisión, los procesos de estabilización de C en los distintos ecosistemas pueden ser altamente variables, debido a los diversos factores que hacen que los mecanismos sean aún más complejos y difíciles de abordar. De hecho, la evaluación realizada en el informe mencionado, indica que las prácticas incentivadas por el programa SIRSD-S muestran que los niveles de C pueden variar adoptando una misma práctica agrícola y que esta diferencia está dada también por factores como tipo de suelo (textura, mineralogía), precipitación, temperatura, humedad y productividad primaria. Por último, se indica que el conjunto de esos factores debe ser tomado en cuenta al momento de implementar políticas tendientes a mantener los niveles de MOS y evitar la degradación de los suelos productivos, pero en este informe no son considerados los CC como método para aumentar la sustentabilidad de los sistemas productivos, pese a las múltiples ventajas ya revisadas.

Minasny *et al.* (2017) consideran que el actual marco legislativo no protege los ecosistemas nacionales, por ejemplo, muchas áreas están siendo drenadas para establecer plantaciones

forestales o extrayendo turba. Lo anterior ocurre en Chile pese a que el país presenta varios programas gubernamentales para mejorar las condiciones del suelo, que financian gestiones que pueden conducir a un aumento del COS, como la reforestación e implementación de cero labranza. Por otro lado, Chile adhirió a la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (2007), adoptando compromisos internacionales de desarrollar e implementar, de manera medible, reportable y verificable, Acciones Nacionalmente Apropriadas de Mitigación (NAMAs) (Ovalle, 2020), que incluyen un fuerte componente de forestación, de alrededor de 2,29 millones de ha. Esto último supone un punto álgido de conflicto ya que, como señalan Minasny *et al.* (2017), podría transformarse en una transferencia de fondos al sector privado de las forestales, las que históricamente han recibido beneficios, subsidios y exenciones fiscales, asegurando su posición como actividad económica importante en el país (Casanova *et al.*, 2013), acarreando actualmente problemas en el ciclo hidrológico, pérdidas de biodiversidad y deforestaciones y un aumento de las vulneraciones a las comunidades de pueblos originarios residentes en la zona (OLCA, Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales, 2003, citado en Minasny *et al.*, 2017). Incluso existe una tendencia a utilizar suelos agrícolas, suelos con clases de capacidad I a IV, para actividades forestales; ante el eventual uso no sostenible del suelo, la seguridad alimentaria de la población chilena dependerá de su conservación, junto con la del agua, la energía y los recursos biológicos, los que merecen una alta prioridad para garantizar la protección de los ecosistemas naturales y agrícolas (Casanova *et al.*, 2013).

Por todo lo expuesto hasta ahora, y considerando además que Chile ha desarrollado una economía altamente dependiente de recursos naturales con la consecuente huella ecológica (Casanova *et al.*, 2013), se hace necesario y urgente revisar otras opciones para abordar la degradación de los suelos agrícolas del país y aportar a la mitigación del cambio climático, en donde los CC pueden suponer una herramienta de base para los agroecosistemas. A continuación, se realiza una síntesis de las características agroambientales de algunas zonas del país y luego se desarrollan las consideraciones y potencialidades de incorporar CC en los agroecosistemas de aquellas áreas productivas más representativas del país.

Agricultura en Chile y ambientes topo-edafo-climáticos

La amplitud climática que caracteriza a Chile, con un claro gradiente N-S de precipitación y temperatura, permite a los agricultores establecer una gran variedad de cultivos, hortalizas y huertos frutales, excepto en las zonas climáticas más adversas, como el altiplano y el desierto, siendo los cultivos anuales más importantes el trigo, avena, maíz y papas, de las hortalizas el choclo, lechuga, cebolla y tomate, y de las especies perennes la uva de mesa, el nogal y el cerezo, a los que se les une el palto (ODEPA, 2020). De las 75,6 Mha que conforman Chile continental, solo 31,6 Mha potenciales están bajo uso agrícola, pecuario y forestal; los factores geográficos y económicos restringen la superficie de suelos cultivados, alcanzando actualmente los 2,124 Mha, el resto de la superficie corresponde a praderas mejoradas, praderas naturales, plantaciones forestales y bosque nativo (ODEPA, 2019). Las cifras censales expuestas por ODEPA (2019) indican que 1,3 Mha son utilizadas en cultivos anuales

y permanentes, 0,4 Mha en forrajeras sembradas y 0,42 Mha en barbecho y descanso, encontrándose en su mayoría bajo manejo tradicional en donde las tasas de fertilización N han aumentado en las últimas décadas y, en muchos casos, estas no han sido proporcionales al aumento de los rendimientos de los cultivos (Casanova *et al.*, 2013).

La topografía del país controla patrones de temperatura y lluvias, y la ocurrencia de largas sequías o grandes inundaciones está fuertemente controlada por la ubicación y persistencia del anticiclón del Pacífico Sur (20 y 40° S) y también por la corriente de El Niño. Las barreras naturales (Desierto de Atacama, Cordillera de Los Andes, Antártida y Océano Pacífico) han aislado el territorio, resultando en una biodiversidad moderada en comparación con otros países de América del Sur, en donde el factor más decisivo para determinar la evolución de la vegetación es la humedad en verano (Casanova *et al.*, 2013). Es más, Ramírez *et al.* (2020) observaron que un aumento de los niveles de aridez (índice de aridez bajo) podría conducir a una disminución en la diversidad microbiana del suelo, como resultado de la baja disponibilidad de agua.

De manera general, en el norte de Chile (17–27° S) se encuentra el desierto más árido del mundo, ya que muestra precipitaciones extremadamente bajas (<50 mm año⁻¹); hacia el sur (27–32° S) el clima es semiárido, con escasas lluvias dominadas por fuentes frontales invernales y sin una relación bien definida con la elevación; entre 32 y 38° S, el clima mediterráneo se caracteriza por lluvias invernales (50–1.000 mm año⁻¹) y una temporada de verano seca; más al sur (38–42° S) el clima se vuelve templado y con lluvias crecientes; luego, entre 42 y 46° S, es muy frío y húmedo, con nieve y precipitaciones superiores a los 3000 mm año⁻¹; hay una zona de transición entre 39 y 47° S de latitud, característica de la Patagonia Oriental, que recibe alrededor de 400 mm año⁻¹ de lluvia, más allá de la cual disminuye a 200 mm año⁻¹ o menos (Casanova *et al.*, 2013). El contenido de COS está directamente relacionado con el régimen de precipitación y la vegetación, dividiendo los suelos de Chile en suelos con existencias bajas de COS ($\leq 2,5\%$), en las zonas hiperáridas a semiáridas y del norte del Mediterráneo, y suelos con existencias medias-altas (COS > 2,5%), en el sur del Mediterráneo y las zonas lluviosas y patagónicas.

Los suelos de las zonas hiper a semi-áridas se presentan en el norte de Chile, caracterizados por una sucesión de cuencas con tendencia N-S ocupadas por numerosos lagos salinos y costras de sal, denominados colectivamente salares. Como se mencionó, el Desierto de Atacama se encuentra entre 22 y 25° S y es la región continuamente árida más antigua del mundo; luego de este punto, aproximadamente 26° S, el Valle Central Longitudinal se vuelve cada vez más discontinuo (Casanova *et al.*, 2013), con varios valles y arroyos que atraviesan el territorio desde la Cordillera de los Andes hasta el Océano Pacífico, donde los suelos aluviales se han desarrollado sobre depósitos fluviales, mientras que entre los ríos los suelos son secos y algunos son infértiles, con un potencial de captura de COS muy cercano a cero (Minasny *et al.*, 2017). Este antecedente se suma a una alta demanda de agua para fines industriales y urbanos en la zona, que está creando graves conflictos con los ecosistemas naturales, los agricultores y las culturas indígenas (Casanova *et al.*, 2013).

La red superpuesta de ríos intermitentes o valles secos comienza en la cuenca hidrográfica activa de los ríos Lluta, San José (Valle de Azapa) y Valle de Camarones. El agua proporcionada por estos ríos, directamente o por intermedio de las aguas subterráneas, sustenta la agricultura de regadío en los valles, los deltas de la costa o los abanicos aluviales, donde los arroyos emergen de las montañas. Otra zona relevante corresponde al Valle de Copiapó, donde hay un incipiente desarrollo geomorfológico, dominado por materiales gruesos con deposiciones localizadas de sedimentos finos. Considerando la presencia de sedimentos gruesos en la parte alta del valle y materiales finos en la parte inferior, las potenciales limitaciones de estos Aridisoles son pedregosidad, drenaje, salinidad, alcalinidad y sodicidad. Sin embargo, la mayoría de los suelos están incluidos entre las clases de capacidad de suelo I-IV, donde la producción de uva de mesa es una actividad importante. Los suelos que ocupan las terrazas aluviales de la planicie baja del Valle del Huasco son muy estratificados y poco desarrollados, con altos niveles de pedregosidad, de textura gruesa a media y tienen limitaciones de drenaje y salinidad, mientras que los que ocupan las terrazas medias o intermedias incluyen los suelos más productivos de este valle, con buen drenaje, estratificados y de textura media a fina (Casanova *et al.*, 2013).

El Elqui corresponde a un curso permanente de agua en la zona, en donde los procesos glaciares o fluvio-glaciares determinan, en la porción más alta, la formación de valles profundos y estrechos, que sumados a los fuertes vientos y la reducción de la cobertura vegetal del suelo comúnmente desencadenan deslizamientos de tierra, flujos de escombros y avalanchas. Los suelos aluviales en posiciones de terrazas son los más representativos en las porciones baja y media y, en general, los suelos con una topografía llana y bien drenada se incluyen en las clases II y III. Luego, Choapa e Illapel, incluyen suelos aluviales en terrazas y pedones coluviales en posiciones de piedemonte, en los que se observa mayor madurez pedogénica; las clases de drenaje y los fragmentos gruesos de la superficie representan criterios para clasificar las fases de estos suelos entre I-IV. Por último, el río Aconcagua es el de latitud media más grande de Chile, ubicado en el límite con la zona mediterránea, drena los campos de hielo y nieve de los Andes y la Llanura Costera. En la cuenca baja se lleva a cabo una producción agrícola intensiva que depende casi por completo del riego. Las terrazas remanentes albergan los suelos mejores y más productivos de los valles; son característicos los perfiles profundos, bien estructurados y drenados, de textura fina. Los suelos coluviales en posiciones de piedemonte presentan pendiente, pedregosidad y profundidad variables, pero están bien drenados. Algunos suelos del valle se derivan de sedimentos finos que evolucionan bajo un contenido excesivo de agua del suelo, se sitúan en posiciones del paisaje bajas y deprimidas con textura fina y drenaje imperfecto a muy pobre y un contenido elevado de CaCO_3 . La porción de las serranías bajo este clima, si bien está ocupada por la producción intensiva de frutales, no cuenta con muchos estudios que informen sobre estos suelos (Casanova *et al.*, 2013).

Luego, los suelos de la zona Mediterránea se presentan a medida que la elevación de las cimas de las cordilleras disminuye, y los materiales arrastrados desde las montañas son depositados en el Valle Central, formando amplios valles por donde desembocan ríos. Por un lado, en la zona pre-andina se pueden encontrar suelos no volcánicos y volcánicos. Los primeros, corresponden a suelos situados en cerros, piedemontes y depósitos aluvio-

coluviales, con clases de textura muy variables y valores de COS del 3% en el horizonte superficial; los suelos más profundos ubicados en pendientes bajas se pueden clasificar como I y II. A partir de los 35° S, los suelos se ubican en terrazas altas y cerros ondulados, con pendientes que varían entre 1 y 15% y los suelos son profundos, franco a franco limoso, con contenido de COS superficial cercano al 5%. Las propiedades físicas y las condiciones de buen drenaje confieren a estos suelos una alta capacidad productiva (I a III) que solo está limitada por la pendiente (Casanova *et al.*, 2013). De los suelos volcánicos de la zona mediterránea pre-andina, encontramos Andisoles profundos y moderadamente profundos ubicados en terrazas aluviales como resultado del transporte de cenizas volcánicas; presentan un sustrato de grava y piedras a profundidades cercanas a los 100 cm, pueden variar desde arenoso hasta franco arcilloso y el contenido de COS puede variar de 3,6 a 14% en el horizonte superficial. El contenido de agua se mantiene por encima del 50% para todos los horizontes de la mayoría de los suelos, lo que es consistente con las propiedades ándicas. Los suelos ubicados más cerca del Valle Central tienen el mejor potencial productivo (II y III), principalmente debido a una posición topográfica más adecuada, con pendiente entre 1–3% (Casanova *et al.*, 2013).

Por otro lado, la zona Mediterránea del Valle Central Longitudinal tiene dos suelos característicos productivos; por un lado, la agrupación altamente diversa de suelos con alta saturación de bases y en segundo lugar los Andisoles típicos llamados Trumaos. El primer grupo incluye gran cantidad de suelos con variaciones en origen, material parental y agente de transporte, pero el rasgo común es su intensa actividad productiva. Estos suelos, Molisoles e Inceptisoles de profundidad y clase de textura muy variables, se encuentran en posiciones de terrazas aluviales, piedemontes y cuencas de sedimentación lacustres, en un paisaje plano o casi plano, con pendientes que van del 1 al 5%. Excepto algunos casos, la saturación de bases es alta ($SB > 65\%$); el pH varía entre 6,8 y 8,2 en la cuenca del río Maipo, debido a los aportes de carbonato en el agua de riego, pero desciende hacia el sur a valores entre 5,6 y 7,6. La mayoría de estos suelos tienen buena permeabilidad y buen drenaje, por lo que, dependiendo de la profundidad al sustrato rocoso, son clasificados entre I y IV. La Región Metropolitana (33° S) define el límite para suelos con presencia de carbonato pedogénico y altos valores de CE (18 dS m^{-1}), con pendientes en el rango de 1-3%, textura fina y de profundidad limitada por un horizonte denso cohesivo (arcilla o cementado por carbonatos) o una capa freática permanente, determinando su clasificación entre II-VI. El contenido de COS varía entre 1 y 8% en el horizonte superficial, mientras que, dependiendo de los carbonatos y la salinidad, el pH varía entre 7,0 y 8,3 alrededor de la ciudad de Santiago y entre 5,3 y 7,9 al sur, aumentando con la profundidad (Casanova *et al.*, 2013).

En último lugar, los Trumaos son suelos derivados de cenizas volcánicas ubicados en el Valle Central desde la ciudad de Chillán hacia el sur, considerados Andisoles. Son suelos profundos y moderadamente profundos, sin restricciones para el enraizamiento en su mayoría, ubicados en terrazas aluviales remanentes, donde la ceniza volcánica original ha sido depositada por el agua. Generalmente son franco limosos en la superficie y franco arcillo limosos o franco arcillosos en los horizontes más profundos, con un contenido de COS entre el 3 y el 11%, incluso a 120 cm de profundidad no es inferior al 1%; la SB es $< 25\%$ en todos los suelos. Pese a la restricción por una alta retención de P y leves limitaciones de drenaje en los sectores

más bajos del relieve, son muy aptos para la agricultura (II y III). Un segundo grupo de Andisoles incluye suelos profundos y con alto contenido de COS en todo el perfil (entre 8 y 6% a 60 cm, y 3% a 140 cm en algunos casos) que, pese a alguna limitación leve por pendiente y drenaje, tienen un buen potencial desde el punto de vista agrícola (II y III) (Casanova *et al.*, 2013).

Los suelos derivados de cenizas volcánicas cubren casi el 50-60% de la tierra cultivable en Chile e incluyen Andisoles y Ultisoles, ricos en MOS, alta área específica y CIC dependiente del pH. Aunque estos suelos tienen muchas ventajas para la producción de cultivos, una de sus principales limitaciones es la alta retención de fósforo, que comúnmente alcanza valores superiores al 90%. La retención de P inorgánico depende de muchas propiedades físicas y químicas, como la adsorción química, pero, en la zona mediterránea, también del pH y la mineralogía del suelo; están compuestos principalmente de alófanos (silicato de aluminio amorfo de relación variable Al a Si), en cuya superficie predominan los complejos Al- y Fe-húmicos, presentando alta capacidad de retención por su mayor superficie (Casanova *et al.*, 2013).

Es posible definir un gradiente N-S de densidad aparente (D_a) decreciente en Chile. En Andisoles, la forma de las partículas minerales produce suelos muy porosos, con alta estabilidad mecánica, manteniendo bajos valores de D_a en profundidad y una alta estabilidad como consecuencia de sus contenidos de MOS. Los Inceptisoles pueden ser materiales volcánicos frescos y gruesos o materiales finos no evolucionados, como suelos poco desarrollados debido a las condiciones climáticas o al tipo de material parental, con un contenido de arcilla del 10 al 40%. En cualquier caso, presentan valores bajos de D_a en los primeros 40 cm, debido a su alto contenido de MOS (12-20% en suelo superficial y 4-12% a 40 cm de profundidad). En el otro extremo de la evolución del suelo, los Ultisoles muestran una alta variabilidad de los valores de D_a , dependiendo del material parental (cenizas volcánicas antiguas o rocas metamórficas de la Cordillera de la Costa) (Casanova *et al.*, 2013).

En general, muchos suelos de uso agrícola tienen algún grado de compactación, pero la capacidad de conducir fluidos dependerá de la tortuosidad, la cual puede verse afectada por la textura y la presencia de partículas gruesas (Seguel *et al.* 2011). Los suelos chilenos podrían presentar problemas de baja porosidad al aire con alrededor de 30% de arcilla, un nivel muy crítico en Aridisoles y Alfisoles, pero no importante en Andisoles. Bonilla y Johnson (2012), en su estudio en suelos de la zona central, observaron una correlación directa entre el factor de erodabilidad y la textura: cuando se analizó la erodabilidad con base en las partículas primarias del suelo, la erodabilidad disminuyó a medida que aumentaba el contenido de arena y se observó el efecto opuesto para el limo. Cuando se agruparon según la textura del suelo, todos los suelos con menos del 40% de limo mostraron la misma erodabilidad y fueron los menos vulnerables a la erosión hídrica. Esto puede suponer otro criterio a considerar para la selección de especies y manejo según el contenido de partículas primarias y el SE que se desea potenciar.

Una característica habitual en el centro-norte del país es la insuficiencia de precipitaciones ($<500 \text{ mm año}^{-1}$), lo que hace que las sales se acumulan naturalmente en la capa superior del suelo, encontrándose los suelos con condiciones extremadamente salinas ($\text{CE} > 8 \text{ dS m}^{-1}$) en la zona Hiperárida a Semiárida y, en la parte norte de la zona Mediterránea; por otra parte, algunos focos de suelos salinos surgen del confinamiento creado por barreras físicas al flujo de agua o por encontrarse en una depresión en el paisaje. En estas zonas (Hiperárida a Semiárida y Mediterráneo Norte) los micronutrientes como el hierro (Fe), zinc (Zn), manganeso (Mn) y cobre (Cu) pueden presentar deficiencias por altos niveles de pH. En estos suelos calcáreos, los agricultores agregan ácido o material formador de ácido para disolver o neutralizar el CaCO_3 y así disminuir el pH y aumentar la disponibilidad de micronutrientes, ya que en ellos se observa comúnmente los valores más bajos de Fe, así como la disponibilidad de Zn y Mn que disminuye con el aumento del pH del suelo, conllevando a que la mayoría de las deficiencias de Zn y Mn inducidas por el pH ocurran en las mismas zonas de Chile. El Boro (B) es un micronutriente importante en Chile, por un lado, en la zona Hiperárida a Semiárida puede generarse una toxicidad de B, generalmente relacionados con exceso de B en el agua de riego, y en la zona Mediterránea podrían encontrarse deficiencias de B. Otras deficiencias nutricionales de las plantas pueden ser provocadas por la fijación en suelos con altos contenidos de arcilla 2:1, como es el K en la zona norte del Mediterráneo. Los sulfatos (SO_4^{2-}) están presentes en cantidades suficientes en el agua de riego para los cultivos en las zonas Hiperáridas a Semiáridas y norte del Mediterráneo, mientras que comúnmente debe aplicarse para algunos cultivos a los suelos en donde la adsorción de SO_4^{2-} es un factor importante que controla su movilidad y disponibilidad, como el cultivo de remolacha en la zona sur del Mediterráneo.

La lluvia en la zona sur del Mediterráneo tiene efectos importantes sobre la disponibilidad de cationes, limitando la productividad, al lixiviarlos del sistema: cationes formadores de bases (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ y Na^+) abandonan habitualmente el complejo coloidal y presentan altos niveles de acidez, con la aparición de fitotoxicidad por Al, Mn y H. La fitotoxicidad por Al es una limitación importante para la producción en estas áreas, por ejemplo, los cereales como el trigo y la cebada que crecen en suelos muy ácidos con altos niveles de Al muestran síntomas como la disminución de la longitud de raíces (Yanik y Vardar, 2015). Aunque Andisoles y Ultisoles, ubicados principalmente en la parte sur de la zona Mediterránea, tienen muchas ventajas para la producción de cultivos, una de sus principales limitaciones es la alta retención de fósforo, que comúnmente alcanza valores superiores al 90%.

Por último, en Chile ha habido un aumento en las tasas de fertilización N que no ha sido proporcional con el aumento de los rendimientos, posiblemente debido a que la mayoría de los agricultores no realizan pruebas de suelo o balance de N para determinar las aplicaciones de fertilizante/estiércol, o no seleccionan una fuente de N adecuada de acuerdo con las características del suelo. Un ejemplo similar que se considera dentro de las prácticas agrícolas del país corresponde a la cero labranza, que es una práctica bonificada por el programa SIRSD-S mediante un subsidio para el uso de equipamiento de siembra directa para cereales, con la prohibición de quemar los rastrojos durante ese año. Sin embargo, los agricultores continúan quemando los rastrojos y en ocasiones enfardando la paja.

Consideraciones y potencialidades en el manejo de los requerimientos nacionales

El escenario descrito de manera muy sintética en la sección precedente aporta un alto grado de complejidad para un único diseño y planificación del uso de CC en todos los sistemas productivos nacionales. Pese a esto, se deben hacer esfuerzos para sacar el mejor provecho de esta práctica que aumenta la multifuncionalidad de los agroecosistemas, ya que, en resumen, los CC pueden reducir la lixiviación de nitratos y la contaminación difusa del agua en regiones templadas (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003) y semiáridas (Gabriel *et al.*, 2012a), con ello las emisiones indirectas de óxido nitroso (N_2O) en los cultivos, contribuyen al control de erosión al proteger el suelo, ya sea como cobertura viva o como mulch de residuos, mejorando aún más la estabilidad de agregados (Lal, 2015b), aumentan la MOS (Poeplau y Don, 2015), lo que mantiene o aumenta el rendimiento del CP (Gabriel y Quemada, 2011), reduciendo así las emisiones de GEI asociadas a los fertilizantes sintéticos.

En general, el productor chileno incorporará las prácticas que más beneficios directos le otorguen en el corto plazo, esto es, ganancias en su ejercicio como entradas de insumos (nutrientes, MOS, etc.) o como reducción de costos (menor uso de fertilizantes o agroquímicos, entre otros), pero se hace imperativo que busque fortalecer los SE dentro del agroecosistema para, al menos, asegurar la mantención de estos y otros beneficios. Es importante traspasar el conocimiento a los productores respecto de todas las consecuencias benéficas que desencadena esta prometedora práctica, al aumentar la captura de CO_2 por parte de los suelos agrícolas y aumentar el contenido de MOS, para lo cual Ovalle (2020) menciona que la incorporación de rastrojos de cereales representa una mejor alternativa para aumentar la MOS que las prácticas generalizadas en la mayoría de los cultivos donde se remueven o queman los residuos de cosecha.

Por esto, se ha promovido a nivel nacional la cero labranza en suelos de cenizas volcánicas, que es el escenario más propicio para implementar esta práctica en Chile, pero que sin embargo ha sido parcialmente investigada, ya que se ha encontrado que aumenta el COS en comparación con la quema y la eliminación de la paja, teniendo como inconveniente la generación de mayores poblaciones de malezas, requiriendo más aplicaciones de herbicidas, pero aún no se han estudiado en detalle otros SE. Además, se hace necesario subsolar periódicamente el suelo para remediar los problemas de compactación y drenaje que se agravan a través de los años. Finalmente, por lo general es necesario retirar una porción de la paja en sistemas con alta producción de cereales sembrados sobre rastrojo (Ovalle, 2020). A pesar de esto, como ya se ha revisado extensamente en este trabajo, se ha indicado que las condiciones microclimáticas más favorables vinculadas a una mayor diversidad de plantas, resulta en comunidades de organismos del suelo más activas, abundantes y diversas, aumentando los niveles de COS; más aún, en algunos casos, la magnitud de su almacenamiento está relacionada con la abundancia de raíces finas (Lange *et al.*, 2015; Steinbeiss *et al.*, 2008), debido a que el almacenamiento de C es impulsado por los aportes de C de las raíces, pero mediado por la comunidad microbiana del suelo.

El uso de CC no solo complementa la cero labranza, más bien le otorga una base importante que asegura en mayor medida el cumplimiento de objetivos como de reducción de agroquímicos, especialmente para el control de malezas, reducción de labores agrícolas, como uso de subsolado ocasional al descompactar y aumentar la resiliencia del suelo, y reducción en el uso de insumos externos, especialmente al aumentar la disponibilidad de nutrientes del suelo. En este último aspecto, estudios como el de Chinta *et al.* (2020), permiten comprender la necesidad de estudiar el efecto de los CC sobre la fertilidad del suelo, en lo que respecta a una concentración adecuada de N inorgánico y una actividad y diversidad de biomasa microbiana del suelo, especialmente en períodos cruciales de descomposición. Esta investigación reporta una mejora en la eficiencia del uso del N de un cultivo de lechuga, promovido por los residuos fácilmente descomponibles de las leguminosas incluidas como CC, las que aumentaron la actividad enzimática y la biomasa microbiana del suelo (Chinta *et al.*, 2020). Además, como indica Li *et al.* (2020), saber la proporción C:N de los residuos aéreos y subterráneos permite predecir la mineralización del N presente, especialmente a corto plazo, mientras que el contenido de lignina de los residuos se relaciona a la mineralización del C. Todo esto refuerza la importancia de una correcta selección de especies, pero también de hacer coincidir la liberación de los nutrientes del CC con los requerimientos del CP, de manera que este servicio de provisión de N sea aprovechado como un beneficio directo de fertilización del sistema de cultivo.

Escoger el momento y método de terminación del CC para aprovechar óptimamente los residuos como fertilización para el CP supone un gran desafío, de complejidades altamente sitio-específicas. Como ha sido señalado respecto del ciclo de descomposición de los residuos de los CC, al inicio se libera aproximadamente la mitad de C, N y P del total contenido y hasta el 90% del K, siendo el contenido total dependiente del nivel de biomasa alcanzado por el CC (Rodríguez-Lizana *et al.*, 2020). Pero, como se ha mencionado, alcanzar un elevado nivel de biomasa del CC tiene sus propios desafíos, particularmente en sistemas de viñedos en clima Mediterráneo, especialmente los que presentan limitaciones hídricas, ya que, como en el estudio de Celette y Gary (2013), existen riesgos potenciales de aumentar el estrés hídrico y la consecuente deficiencia de N, disminuyendo el rendimiento total. Para esto, es importante planificar un manejo conjunto del recurso hídrico y de fertilización, lo que en muchas zonas del país se realiza de manera ineficiente, y también tener métodos de detección temprana de niveles de estrés hídrico, especialmente en etapas importantes para el cultivo de la vid, como durante la floración.

Además, si bien se han destacado los beneficios potenciales del uso de CC de múltiples especies, también hay desafíos asociados a su manejo. Estos incluyen aumento de costos de semillas de CC y la posible necesidad de equipos de siembra distintos (distinto tamaño de semilla y densidad de plantación), fecha de siembra, y requerimientos de terminación, los que pueden afectar los beneficios esperados por el productor. Por esto, y debido al creciente interés en el uso de diversas mezclas de CC, una parte integral para sobrepasar los desafíos que imponen su manejo, debe ser la de propiciar la flexibilidad, el ajuste a las condiciones y la aceptación de fallas potenciales (Blanco-Canqui *et al.*, 2015), apuntando al desarrollo de

ensayos que aporten a la comprensión de cómo estas mezclas y sus manejos traen beneficios y, por sobre todo, cómo afectan la sustentabilidad agrícola general y la calidad ambiental.

Otra consideración importante, insinuada y no abordada en el trabajo, corresponde a la disponibilidad de suelo para la producción de semillas suficientes para la incorporación de CC en los distintos agroecosistemas chilenos. Esto es particularmente importante de plantearse no solo debido a la poca disponibilidad de suelo, sino que también a que la potencial demanda nacional de semillas debe ser suplida con semillas de calidad. Frente a esto, el productor puede evaluar la posibilidad que mediante el establecimiento de un CC permanente, con una o varias especies adaptadas para su sistema productivo, pueda considerar la comercialización de las semillas que produciría si permite que la cobertura, o parte de ella, alcance este estado de desarrollo. Esto no solo aporta a la diversificación del ejercicio productivo-comercial, también al fortalecimiento de los SE, aumentando consigo la multifuncionalidad del agroecosistema.

El desafío de seleccionar y establecer especies del entorno natural local para su uso como CC es altamente recomendado para todas las zonas. Esto es ideal para evitar la introducción de especies que puedan significar un riesgo para la composición del paisaje natural circundante y así potenciar y aprovechar de mejor forma su función reguladora de los componentes bióticos y abióticos que componen el paisaje agroecológico. Considerar las especies de la composición vegetal circundante no solo cuida este acervo genético natural, también podría ser lo óptimo para aprovechar la mayor diversidad de atributos funcionales dentro de la mezcla de especies del CC. Distintos manejos pueden ser aplicados para cuidar la composición vegetal circundante, como por ejemplo no permitir que los márgenes del sitio con CC alcancen la madurez reproductiva como para diseminar sus semillas y cambiar la composición vegetal colindante, lo que es perjudicial especialmente si se quiere tener disponibilidad de especies nativas para ir seleccionando y mejorando la composición del CC. Una vez que se logre encontrar la composición ideal de especies de CC, la parcelación en cuadrantes parece lo óptimo para aprovechar de mejor forma los recursos disponibles y potenciar los distintos SE. Esto permitiría una rotación de manejos como (i) terminación y rastrojo como mulch, (ii) terminación y rastrojo como abono verde, (iii) cobertura permanente con uso externo de la biomasa, (iv) cobertura permanente con siega ocasional y rastrojo como mulch, (v) cobertura permanente ininterrumpida, entre otras combinaciones posibles de considerar según el sistema de cultivo y el objetivo buscado, como la obtención de semillas y producción de nichos ecológicos.

Dadas todas estas condiciones y variables, en el Cuadro 10 se proponen las consideraciones y potencialidades para implementar el uso de CC en los agroecosistemas del país, bajo contexto de manejo tradicional y separado en macrozonas.

Cuadro 10. Síntesis de consideraciones y potencialidades para la inclusión de CC en cada zona agroecológica del país, específicamente los sistemas de manejo tradicional, ya que generan un mayor impacto ambiental y tienen una menor multifuncionalidad.

Zona agroecológica	Consideraciones	Potencialidades
<p>Norte (17-27° S); Desde cuencas hidrográficas de ríos Lluta, San José y Valle de Camarones hasta los valles de Copiapó y de Huasco.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Hiperárido a Árido; Bajo nivel de PP (<50 mm año⁻¹); Bajo nivel de COS ≤ 2,5% • Suelos secos e infértiles, Aridisoles; bajo potencial de captura de C, pedregosidad, drenaje, salinidad (CE>4 dS m⁻¹), alcalinidad y sodicidad. • Baja disponibilidad de micronutrientes por niveles de pH elevados; algunas toxicidades (B) por agua de riego. • Escaso recurso hídrico. • Sistemas bajo riego; alto aporte de sales. • Suelos productivos en terrazas; buen drenaje, estratificados y de textura media a fina; clases de capacidad de suelo I-IV. 	<p>Para <u>cultivos anuales</u>, como tomate: incluso en invernadero es posible establecer CC en mezcla crucífera-leguminosa, al menos temporada por medio, escogiendo variedades, idealmente nativas, tolerantes a salinidad y estrés hídrico, considerando la cantidad de sales que se acumule en superficie, se puede incorporar el rastrojo para obtener beneficios de fertilización y aumento gradual de MOS.</p> <p>Para <u>cultivos perennes</u>, como uva de mesa: mezclas de nativas con crucíferas-leguminosas, tolerantes a la salinidad y estrés hídrico, para establecer un CC permanente aportaría a la mejora del suelo; se puede considerar su término e incorporación para aprovechar beneficios, especialmente en años con menor disponibilidad hídrica y su consecuente deficiencia de N y disminución del rendimiento del CP.</p>

(Continúa)

Cuadro 10. Continuación.

Centro Norte (27-32° S); Desde valle del Elqui, Choapa e Illapel hasta Valle Aconcagua	<ul style="list-style-type: none">• Semiárido a Mediterráneo seco; PP < 500 mm año⁻¹; COS ≤ 2,5%.• Alta tasa de desertificación y aumento de riesgos del cambio climático; deslizamientos y flujos de material.• En porciones altas fuertes vientos y cobertura vegetal reducida.• En porciones medias y bajas la topografía es llana y buen drenaje.• Deficiencia de micronutrientes por pH alto.• Suelos más productivos del Valle del Aconcagua son perfiles profundos, bien estructurados y drenados, de textura fina.• Algunos con drenaje imperfecto a muy pobre y CaCO₃ elevado.• Serranías con producción intensiva de frutales.• Clases I-IV.• Sistemas intensivos bajo riego.	<p>Para <u>cultivos anuales</u>, como maíz: mezclas de CC seleccionadas, idealmente nativas, para cada microclima y especie de CP, atributos deben considerar un rápido crecimiento, producción de biomasa y capacidad de ciclar los nutrientes del suelo, se debe evitar la incorporación con labranza, se debe considerar en el cálculo de dosis de fertilizantes el aporte generado por el CC.</p> <p>Para <u>cultivos perennes</u>, como papayos o viñedos: priorizar mezclas con plantas nativas, mantener cobertura permanente en la entre hilera, especialmente en laderas con producción de frutales intensiva, dividir por cuadrantes para aplicar distintos manejos al CC y propiciar diversos SE al tiempo que se hace uso más eficiente de los recursos disponibles, considerar atributos de mejor ciclado de nutrientes y ciclo corto o resistencia al estrés hídrico para obtener mayores beneficios, considerar alta producción de rastrojo para liberación de nutrientes al CP, especialmente K.</p>
---	---	--

(Continúa)

Cuadro 10. Continuación.

Centro Sur (32-38° S); Desde sur del Valle del Aconcagua y todo el Valle Central, desde cuenca del río Maipo hasta el sur de Chillán	<ul style="list-style-type: none">• Mediterráneo; PP invernales < 1000 mm año⁻¹; veranos secos.• Suelos no volcánicos (zona pre-andina y Valle Central Longitudinal): clases de textura variables, algunos COS del 3%, pendiente del 1 al 5%, SB alta (>65%), pH hasta 8,2 (carbonatos en agua de riego), clases I a IV, y otros con capa freática permanente (horizonte denso cohesivo), COS del 1 al 8%, clase II-VI; desde 35° S terrazas altas con pendientes de 1 a 15% (única limitante), profundos, franco a franco limoso y COS del 5%, buen drenaje, clase I-III.• Suelos volcánicos (zona pre-andina y Valle Central Longitudinal; Andisoles; Trumaos): profundos, grava y piedras a los 100 cm, arenoso a franco arcilloso, COS del 3,6 al 14%, contenido de agua >50%, baja SB, alta retención de P (90%) y algunos problemas de drenaje, suelos más cercanos al Valle Central con pendiente de 1 a 3% son clase II y III.	<p>Para <u>cultivos anuales</u>, como trigo o avena: escoger mezclas o rotar monocultivos con atributos que permitan obtener beneficios al disminuir el uso de agroquímicos; brassicas y nativas para control de pestes, brassicas y leguminosas para aumentar disponibilidad de nutrientes al CP, mezclas con gramíneas y brassicas para controlar capas freáticas y horizontes densos, considerar el uso externo ocasional de la paja para disminuir prácticas como quema de rastrojos.</p> <p>Para <u>cultivos perennes</u>, como paltos, nogales o viñedos: CC permanente de mezcla de nativas y variedades comerciales que permitan la auto siembra, parcelando los manejos por cuadrante para aumentar la multifuncionalidad.</p>
--	--	---

(Continúa)

Cuadro 10. Continuación.

Sur (38-42° S); Desde el sur de Chillán hasta el sur del Reloncaví	<ul style="list-style-type: none">• Mediterráneo a Templado húmedo; $PP \leq 1000$ mm año⁻¹; $COS > 3\%$.• Suelos volcánicos (zona pre-andina y Valle Central Longitudinal; Andisoles; Trumaos): profundos y moderadamente profundos, terraza aluvial con depósitos de ceniza, franco limosos a franco arcillosos, COS del 3 al 18%, $SB < 25\%$, alta retención de P $> 90\%$, lixiviación de cationes formadores de bases, altos niveles de acidez pueden provocar fitotoxicidades, sectores bajos con limitaciones de drenaje, clase II y III.	Para <u>cultivos anuales</u> , como papa y remolacha: se recomiendan brassicas que permitan movilizar y aumentar la disponibilidad de S. Para <u>cultivos perennes</u> , como cerezos y avellanos: se recomiendan mezclas de gramíneas y leguminosas, especialmente aquellas más adaptadas a suelos ácidos, que brinden una mayor disponibilidad de P y sean tolerantes a toxicidades como las causadas por un alto contenido de Al.
---	---	---

La investigación privada y pública, a pequeña y gran escala, debe comenzar a interesarse por trabajar en programas de mejoramiento de cultivos para la producción de variedades que tengan atributos de selección más acorde al nivel de SE que se espera, por ejemplo, a diferencia de los CP, se esperaría de un CC que su fase reproductiva sea menos importante que su fase de crecimiento y que logre acumular una gran cantidad de biomasa durante un corto tiempo. Pero, mientras se fomenta este desarrollo, los medianos y pequeños productores pueden considerar igualmente el uso de esta práctica con los insumos que posean e ir adaptándola, ya que se hace urgente que la producción nacional mejore sus prácticas agronómicas. Por ejemplo, un predio que cuenta únicamente con semillas de leguminosas para establecer durante el barbecho y desea tener una alta producción de biomasa del CC, sin considerar otras variables que afectarían su desempeño, puede considerar no eliminar las malezas y hacerlas parte del CC, dado que las leguminosas no son buenas competidoras, pero aumentan la fertilidad del suelo, conllevando a un aumento en la biomasa de las malezas y con ello la biomasa total producida en el período.

En definitiva, la propuesta del Cuadro 10 busca contribuir al conocimiento de los cultivos cubierta y su potencial contribución a una agricultura sustentable, en el contexto de Chile y sus distintas realidades agroecológicas, con una mirada de largo plazo e integradora a los diversos servicios ecosistémicos.

CONCLUSIONES

Existe evidencia suficiente que indica el potencial de usar cultivos cubierta (CC) como herramienta para aumentar la multifuncionalidad de los agroecosistemas. Chile, especialmente las zonas con mayor tasa de erosión y desertificación, así como sistemas muy intensivos, tiene una alta necesidad de incorporar métodos de restauración de la salud del agroecosistema y mitigación de riesgos ambientales, respectivamente. Se requieren esfuerzos públicos y privados para lograr la adopción de esta práctica a lo largo de las distintas zonas productivas, especialmente en lo que respecta a definir la selección de especies y su manejo sitio-específico.

Se deben desarrollar herramientas y maquinarias que se adapten a los objetivos esperados, por ejemplo, en aportes significativos a la decisión de fecha de siembra y término del CC, mediante pronósticos por simulaciones de modelos sitio-específicos, y las maquinarias más optimizadas para realizar esas labores. En la línea investigativa también deben considerarse la evaluación de especies nativas, que pudiesen estar mejor adaptadas a las condiciones locales, y diseñar programas de mejoramiento de cultivos para la producción de variedades que tengan atributos de selección más acorde al nivel de SE que se espera. En la línea de las políticas públicas y el apoyo estatal, se espera que se generen instancias de transferencia tecnológica acompañadas por lapsos no menores a 5 años, generando incentivos por su implementación y acompañando al productor hasta que la incorporación de la práctica genere una disminución de costos, aumento de producción, disminución de riesgos y huellas ambientales, mejora en la salud del agroecosistema y la consecuente apertura de mercado (nacional e internacional), permitiendo y fomentando su participación dada las buenas prácticas aplicadas, entre otros beneficios posibles.

Es importante comprender la complejidad de las interacciones y la variabilidad sitio-específica de los efectos de los CC en los agroecosistemas para que el diseño, seguimiento y ajuste de esta práctica sean tomando en consideración los componentes bióticos y abióticos, pero también los productivos, de manera que esta estrategia tenga factibilidad técnica y se logre aminorar cualquier tipo de compensación negativa debido a su implementación. Muchas zonas del país, especialmente en las zonas hiper y semi áridas y en el mediterráneo norte, presentan limitaciones intrínsecas que apuntan a que la inclusión de CC aumentará sustancialmente la multifuncionalidad y salud del ecosistema; sin embargo, los productores no cuentan con la factibilidad técnica para sustentar los insumos hídricos que puede suponer la implementación de los CC, especialmente durante las primeras temporadas hasta que la técnica es ajustada y el sistema agrícola comienza a responder con mejorías. Por estas situaciones, entre otras posibles de ver a lo largo de las zonas productivas y naturales del país, es que se debe llegar a una reestructuración de las normativas nacionales que apunte al deber colectivo y colaborativo de la protección de los sistemas gestionados y no gestionados, entendiendo que, si bien el manejo sustentable de los recursos naturales constituye un beneficio para las generaciones actuales y futuras, se hace urgente cambiar el paradigma económico hacia una visión más biocéntrica del desarrollo agrícola.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdalla, M.; A. Hastings; K. Cheng; Q. Yue; D. Chadwick; M. Espenberg *et al.* 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology*, 25(8): 2530–2543.
- Alonso-Ayuso, M.; M. Quemada; M. Vanclooster; M. Ruiz-Ramos; A. Rodriguez, and J. Gabriel. 2018. Assessing cover crop management under actual and climate change conditions. *Science of The Total Environment*, 621: 1330–1341.
- Altieri, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1–3): 19–31.
- Antosh, E.; J. Idowu; B. Schutte and E. Lehnhoff. 2020. Winter cover crops effects on soil properties and sweet corn yield in semi-arid irrigated systems. *Agronomy Journal*, 112(1): 92–106.
- Ashworth, A.; P. Owens and F. Allen. 2020. Long-term cropping systems management influences soil strength and nutrient cycling. *Geoderma*, 361(3): 114062.
- Austin, E.; K. Wickings; M. McDaniel; G. Robertson and A. Grandy. 2017. Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. *GCB Bioenergy*, 9(7): 1252–1263.
- Autret, B.; B. Mary; C. Chenu; M. Balabane; C. Girardin; M. Bertrand *et al.* 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 232: 150–164.
- Autret, B.; M. Strullu; F. Chlebowski; P. Mäder; J. Mayer; J. Olesen *et al.* 2020. Long-term modelling of crop yield, nitrogen losses and GHG balance in organic cropping systems. *Science of the Total Environment*, 710: 134597.
- Baginsky, C.; A. Contreras; J. Covarrubias; O. Seguel and E. Aballay. 2013. Control of plant-parasitic nematodes using cover crops in table grape cultivation in Chile. *Ciencia e Investigacion Agraria*, 40(3): 547–557.
- Baginsky, C.; O. Seguel y A. Contreras. 2010. Impacto en la utilización de cultivos y enmiendas orgánicas sobre la funcionalidad del suelo. Santiago, Universidad de Chile: *Serie Ciencias Agronómicas* (Vol. 17), MAVAL. 124p.
- Bakker, M.; J. Acharya; T. Moorman; A. Robertson; and T. Kaspar. 2016. The potential for cereal rye cover crops to host corn seedling pathogens. *Phytopathology*, 106(6): 591–601.
- Baraibar, B.; D. Mortensen; M. Hunter; M. Barbercheck; J. Kaye; D. Finney *et al.* 2018. Growing degree days and cover crop type explain weed biomass in winter cover crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(6): 1–9.
- Baraibar, B.; M. Hunter; M. Schipanski; A. Hamilton and D. Mortensen. 2017. Weed suppression in cover crop monocultures and mixtures. *Weed Science*, 66(1): 121–133.
- Barral, M.; J. Rey Benayas; P. Meli and N. Maceira. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 202: 223–231.
- Basche, A.; F. Miguez; T. Kaspar and M. Castellano. 2014. Do cover crops increase or

- decrease nitrous oxide emissions? a meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(6): 471–482.
- Basche, A.; S. Archontoulis; T. Kaspar; D. Jaynes; T. Parkin and F. Miguez. 2016a. Simulating long-term impacts of cover crops and climate change on crop production and environmental outcomes in the Midwestern United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 218: 95–106.
- Basche, A.; T. Kaspar; S. Archontoulis; D. Jaynes; T. Sauer; T. Parkin *et al.* 2016b. Soil water improvements with the long-term use of a winter rye cover crop. *Agricultural Water Management*, 172: 40–50.
- Beare, M.; S. McNeill; D. Curtin; R. Parfitt; H. Jones; M. Dodd *et al.* 2014. Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: A New Zealand case study. *Biogeochemistry*, 120(1–3): 71–87.
- Berhe, A.; J. Harden; M. Torn; M. Kleber; S. Burton and J. Harte. (2012). Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(2): 1–16.
- Berhe, A.; J. Harte; J. Harden and M. Torn. 2007. The significance of the erosion-induced terrestrial carbon sink. *BioScience*, 57(4): 337–346.
- Blanco-Canqui, H. 2018. Cover crops and water quality. *Agronomy Journal*, 110(5): 1633–1647.
- Blanco-Canqui, H. and C. Francis. 2016. Building resilient soils through agroecosystem redesign under fluctuating climatic regimes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(6): 127A-133A.
- Blanco-Canqui, H. and S. Ruis. 2018. No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326(February): 164–200.
- Blanco-Canqui, H.; C. Shapiro; C. Wortmann; R. Drijber; M. Mamo; T. Shaver *et al.* 2013a. Soil organic carbon: The value to soil properties. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(5): 129A-134A.
- Blanco-Canqui, H.; J. Holman; A. Schlegel; J. Tatarko and T. Shaver. 2013b. Replacing fallow with cover crops in a semiarid soil: Effects on soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 77(3): 1026–1034.
- Blanco-Canqui, H.; L. Stone; A. Schlegel; D. Lyon; M. Vigil; M. Mikha *et al.* 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6): 1871–1879.
- Blanco-Canqui, H.; M. Claassen and D. Presley. 2012. Summer cover crops fix nitrogen, increase crop yield, and improve soil-crop relationships. *Agronomy Journal*, 104(1): 137–147.
- Blanco-Canqui, H.; M. Mikha; D. Presley and M. Claassen. 2011. Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 75(4): 1471–1482.
- Blanco-Canqui, H.; M. Sindelar; C. Wortmann and G. Kreikemeier. 2017. Aerial interseeded cover crop and corn residue harvest: Soil and crop impacts. *Agronomy Journal*, 109(4): 1344–1351.
- Blanco-Canqui, H.; T. Shaver; J. Lindquist; C. Shapiro; R. Elmore; C. Francis *et al.* 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6): 2449–2474.

- Blanco-Pérez, R.; M. Sáenz-Romo; I. Vicente-Díez; S. Ibáñez-Pascual; E. Martínez-Villar; V. Marco-Mancebón *et al.* 2020. Impact of vineyard ground cover management on the occurrence and activity of entomopathogenic nematodes and associated soil organisms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 301(May): 107028.
- Blesh, J. 2018. Functional traits in cover crop mixtures: Biological nitrogen fixation and multifunctionality. *Journal of Applied Ecology*, 55(1): 38–48.
- Blouin, M.; M. Hodson; E. Delgado; G. Baker; L. Brussaard; K. Butt *et al.* 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64(2): 161–182.
- Bodner, G.; W. Loiskandl; W. Hartl; E. Erhart and M. Sobotik. 2019. Characterization of cover crop rooting types from integration of rhizobox imaging and Root Atlas information. *Plants*, 8(11): 514.
- Bolinder M.; F. Crotty; A. Elsen; M. Frac; T. Kismányoky; J. Lipiec *et al.* 2020. The effect of crop residues, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: a synthesis of reviews. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 25(6): 929-952.
- Bonilla, C. and O. Johnson. 2012. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma*, 189–190: 116–123.
- Boselli, R.; A. Fiorini; S. Santelli; F. Ardenti; F. Capra; S. Maris *et al.* 2020. Cover crops during transition to no-till maintain yield and enhance soil fertility in intensive agroecosystems. *Field Crops Research*, 255(May): 107871.
- Bossuyt, H.; J. Six and P. Hendrix. 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(2): 251–258.
- Bowles, T.; S. Atallah; E. Campbell; A. Gaudin; W. Wieder and A. Grandy. 2018. Addressing agricultural nitrogen losses in a changing climate. *Nature Sustainability*, 1(8): 399–408.
- Brunetto, G.; F. Lorenzini; C. Ceretta; P. Ferreira; R. Couto; L. De Conti *et al.* 2017. Contribution of mineral N to young grapevine in the presence or absence of cover crops. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3): 570–580.
- Burkhard, B.; R. de Groot; R. Costanza; R. Seppelt; S. Jørgensen and M. Potschin. 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21: 1–6.
- Buschiazzo, D. 2006. Management systems in southern south america. *In: G. Peterson, P. Unger and W. Payne (Eds.), Dryland Agriculture (2nd ed., Issue 23, pp. 395–425).*
- Butler, D.; E. Rosskopf; N. Kokalis-Burelle; J. Albano; J. Muramoto and C. Shennan. 2012. Exploring warm-season cover crops as carbon sources for anaerobic soil disinfection (ASD). *Plant and Soil*, 355(1–2): 149–165.
- Cantón, Y.; A. Solé-Benet; C. Asensio; S. Chamizo and J. Puigdefábregas. 2009. Aggregate stability in range sandy loam soils Relationships with runoff and erosion. *Catena*, 77(3): 192–199.
- Carey, P.; K. Cameron; H. Di; G. Edwards and D. Chapman. 2016. Sowing a winter catch crop can reduce nitrate leaching losses from winter-applied urine under simulated forage grazing: a lysimeter study. *Soil Use and Management*, 32: 329–337.
- Carrer, D.; G. Pique; M. Ferlicoq; X. Ceamanos and E. Ceschia. 2018. What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based

- on the use of cover crops. *Environmental Research Letters*, 13(4): 044030.
- Casanova, M. 2013. Management of soil properties in Chile. In: *The Soils of Chile* (pp. 99–119).
- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel and W. Luzio. 2013. Human-induced soil degradation in Chile. In: A. Hartemink (Ed.), *The Soils of Chile* (pp. 121–158). Springer International Publishing.
- Castellano-Hinojosa, A. and S. Strauss. 2020. Impact of cover crops on the soil microbiome of tree crops. *Microorganisms*, 8(3): 328.
- Cates, A.; M. Ruark; A. Grandy and R. Jackson. 2019. Small soil C cycle responses to three years of cover crops in maize cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 286(July): 106649.
- Celette, F. and C. Gary. 2013. Dynamics of water and nitrogen stress along the grapevine cycle as affected by cover cropping. *European Journal of Agronomy*, 45: 142–152.
- Chahal, I.; R. Vyn; D. Mayers and L., Van Eerd. 2020. Cumulative impact of cover crops on soil carbon sequestration and profitability in a temperate humid climate. *Scientific Reports*, 10(1): 1–11.
- Chamberlain, L.; M. Bolton; M. Cox; G. Suen; S. Conley and J. Ané. 2020. Crop rotation, but not cover crops, influenced soil bacterial community composition in a corn-soybean system in southern Wisconsin. *Applied Soil Ecology*, 154: 103603.
- Chaopricha, N and E. Marín-Spiotta. 2014. Soil burial contributes to deep soil organic carbon storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 69: 251–264.
- Chen, G. and R. Weil. 2011. Root growth and yield of maize as affected by soil compaction and cover crops. *Soil and Tillage Research*, 117: 17–27.
- Chen, G.; R. Weil and R. Hill. 2014. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. *Soil and Tillage Research*, 136: 61–69.
- Chenu, C.; D. Angers; P. Barré; D. Derrien; D. Arrouays and J. Balesdent. 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil & Tillage Research*, 188(May): 41–52.
- Chinta, Y.; Y. Uchida and H. Araki. 2020. Availability of nitrogen supply from cover crops during residual decomposition by soil microorganisms and its utilization by lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Scientia Horticulturae*, 270(April): 109415.
- CIREN. 2010. Determinación de la Erosión Actual y Potencial de los suelos de Chile: Informe Final. Santiago, Chile. 285 p.
- Colazo, J. and D. Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma*, 159(1–2): 228–236.
- Cooper, R.; Z. Hama-Aziz; K. Hiscock; A. Lovett; S. Dugdale; G. Sünnerberg *et al.* 2017. Assessing the farm-scale impacts of cover crops and non-inversion tillage regimes on nutrient losses from an arable catchment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237: 181–193.
- Cotrufo, M.; M. Wallenstein; C. Boot; K. Denef and E. Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4): 988–995.
- Couédel, A.; L. Alletto and É. Justes. 2018a. Crucifer-legume cover crop mixtures provide effective sulphate catch crop and sulphur green manure services. *Plant and Soil*, 426: 61–

- 76.
- Couëdel, A.; L. Alletto; H. Tribouillois and É. Justes. 2018b. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254: 50–59.
- Couëdel, A.; L. Alletto; J. Kirkegaard and É. Justes. 2018c. Crucifer glucosinolate production in legume-crucifer cover crop mixtures. *European Journal of Agronomy*, 96: 22–33.
- Crotty, F. and C. Stoate. 2019. The legacy of cover crops on the soil habitat and ecosystem services in a heavy clay, minimum tillage rotation. *Food and Energy Security*, 8(3): 1–16.
- Dabney, S.; J. Delgado; F. Collins; J. Meisinger; H. Schomberg; M. Liebig *et al.* 2010. Using cover crops and cropping systems for nitrogen management. In *Advances in nitrogen management for water quality* (pp. 231–282).
- Daryanto, S.; B. Fu; L. Wang; P. Jacinthe and W. Zhao. 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Reviews*, 185: 357–373.
- Davidson, E.; M. Keller; H. Erickson; L. Verchot and E. Veldkamp. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*, 50(8): 667–680.
- De Baets, S.; J. Poesen; J. Meersmans and L. Serlet. 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85(3): 237–244.
- De Groot, R.; B. Fisher; M. Christie; J. Aronson; L. Braat; J. Gowdy *et al.* 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, March: 9–40.
- De Notaris, C.; J. Olesen; P. Sørensen and J. Rasmussen. 2020. Input and mineralization of carbon and nitrogen in soil from legume-based cover crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 116(1): 1–18.
- De Notaris, C.; J. Rasmussen; P. Sørensen and J. Olesen. 2018. Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255(December): 1–11.
- Delgado, J.; M. Shaffer; C. Hu; R. Lavado; J. Wong; P. Joosse *et al.* 2006. A decade of change in nutrient management: A new nitrogen index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 53: 338–340.
- Detheridge, A.; G. Brand; R. Fychan; F. Crotty; R. Sanderson; G. Griffith *et al.* 2016. The legacy of cover crops on soil fungal populations in a cereal rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 228: 49–61.
- Dias, L.; L. Gebler; J. Niemeyer and A. Itako. 2020. Destination of pesticide residues on biobeds: State of the art and future perspectives in Latin America. *Chemosphere*, 248: 126038.
- Dungait, J.; D. Hopkins; A. Gregory and A. Whitmore. 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18(6): 1781–1796.
- DuPont, S.; H. Ferris and M. Van Horn. 2009. Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. *Applied Soil Ecology*, 41(2): 157–167.
- Esse, C.; R. Santander-Massa; F. Encina-Montoya; P. de los Ríos; D. Fonseca and P. Saavedra. 2019. Multicriteria spatial análisis applied to identifying ecosystem services in mixed-use river catchment áreas in south central Chile. *Forest Ecosystems*, 6(1): 1–13.

- Fan, X.; A. Vrieling; B. Muller and A. Nelson. 2020. Winter cover crops in Dutch maize fields: Variability in quality and its drivers assessed from multi-temporal Sentinel-2 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 91(May): 102139.
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR)-Main Report. In *Intergovernmental Technical Panel on Soils*. www.fao.org/publications%0A http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf
- FAO. 2017. The future of food and agriculture: trends and challenges. In *The future of food and agriculture: trends and challenges* (Vol. 1). https://doi.org/10.2307/4356839
- Farooq, M.; K. Jabran; Z. Cheema; A. Wahid and K. Siddique. 2011. The role of allelopathy in agricultural pest management. *Pest Management Science*, 67(5): 493–506.
- Faucon, M.; D. Houben and H. Lambers. 2017. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends in Plant Science*, 22(5): 385–394.
- Finney, D. and J. Kaye. 2017. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. *Journal of Applied Ecology*, 54(2): 509–517.
- Finney, D.; C. White and J. Kaye. 2016. Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. *Agronomy Journal*, 108(1): 39–52.
- Finney, D.; E. Murrell; C. White; B. Baraibar; M. Barbercheck; B. Bradley *et al.* 2017a. Ecosystem Services and Disservices Are Bundled in Simple and Diverse Cover Cropping Systems. *Agricultural & Environmental Letters*, 2(1): 170033.
- Finney, D.; J. Buyer and J. Kaye. 2017b. Living cover crops have immediate impacts on soil microbial community structure and function. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(4): 361–373.
- Fisher, B.; R. Turner and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3): 643–653.
- Foley, J.; R. DeFries; G. Asner; C. Barford; G. Bonan; S. Carpenter *et al.* 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570–574.
- Fontaine, D.; J. Eriksen and P. Sørensen. 2020. Cover crop and cereal straw management influence the residual nitrogen effect. *European Journal of Agronomy*, 118(May): 126100.
- Fontaine, S.; S. Barot; P. Barré; N. Bdioui; B. Mary and C. Rumpel. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167): 277–280.
- Fox, A.; T. Kim; C. Bahlai; J. Woltz; C. Gratton and D. Landis. 2016. Cover crops have neutral effects on predator communities and biological control services in annual cellulosic bioenergy cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232: 101–109.
- Gabriel, J. and M. Quemada. 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate. *European Journal of Agronomy*, 34(3): 133–143.
- Gabriel, J.; M. Alonso-Ayuso; I. García-González; C. Hontoria and M. Quemada. 2016. Nitrogen use efficiency and fertiliser fate in a long-term experiment with winter cover crops. *European Journal of Agronomy*, 79: 14–22.
- Gabriel, J.; P. Almendros; C. Hontoria and M. Quemada. 2012a. The role of cover crops in irrigated systems: Soil salinity and salt leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 158: 200–207.

- Gabriel, J.; R. Muñoz-Carpena and M. Quemada. 2012b. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155(3): 50–61.
- Garbach, K.; J. Milder; M. Montenegro; D. Karp and F. DeClerck. 2014. Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems. In *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* (Vol. 2, pp. 21–40). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9>
- Garcia, L.; F. Celette; C. Gary; A. Ripoche; H. Valdés-Gómez and A. Metay. 2018. Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251(September): 158–170.
- García-González, I.; C. Hontoria; J. Luis; M. Alonso-Ayuso and M. Quemada. 2018. Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land. *Geoderma*, 322(February): 81–88.
- Gentry, L.; S. Snapp; R. Price and L. Gentry. 2013. Apparent red clover Nitrogen credit to corn: Evaluating cover crop introduction. *Agronomy Journal*, 105(6): 1658–1664.
- Gentsch, N.; J. Boy; J. Batalla; D. Heuermann; N. von Wirén; D. Schweneker *et al.* 2020. Catch crop diversity increases rhizosphere carbon input and soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 56(7): 943–957.
- Ghimire, R.; B. Ghimire; A. Mesbah; U. Sainju and O. Idowu. 2019. Soil health response of cover crops in winter wheat–fallow system. *Agronomy Journal*, 111(4): 2108–2115.
- Gish, T.; J. Williams; J. Prueger; W. Kustas; L. McKee and A. Russ. 2015. Pesticide Movement. *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*, 183–197.
- Gómez, J.; M. Campos; G. Guzmán; F. Castillo-Llanque; T. Vanwallegem; Á. Lora *et al.* 2018. Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2): 977–989.
- Gomiero, T. 2016. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. *Sustainability (Switzerland)*, 8(3): 1–41.
- Guardia, G.; E. Aguilera; A. Vallejo; A. Sanz-Cobena; M. Alonso-Ayuso and M. Quemada. 2019. Effective climate change mitigation through cover cropping and integrated fertilization: A global warming potential assessment from a 10-year field experiment. *Journal of Cleaner Production*, 241: 118307.
- Guzmán, G.; J. Cabezas; R. Sánchez-Cuesta; Á. Lora; T. Bauer; P. Strauss *et al.* 2019. A field evaluation of the impact of temporary cover crops on soil properties and vegetation communities in southern Spain vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 272: 135–145.
- Gyssels, G.; J. Poesen; E. Bochet and Y. Li. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review. *Progress in Physical Geography*, 29(2): 189–217.
- Hallama, M.; C. Pekrun; H. Lambers and E. Kandeler. 2019. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant and Soil*, 434(1-2): 7–45.
- Han, Z.; M. Walter and L. Drinkwater. 2017. N₂O emissions from grain cropping systems: a meta-analysis of the impacts of fertilizer-based and ecologically-based nutrient management strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107(3): 335–355.
- Hanrahan, B.; J. Tank; S. Christopher; U. Mahl; M. Trentman and T. Royer. 2018. Winter

- cover crops reduce nitrate loss in an agricultural watershed in the central U.S. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(May): 513–523.
- Hao, H.; Y. Wei; D. Cao; Z. Guo and Z. Shi. 2020. Vegetation restoration and fine roots promote soil infiltrability in heavy-textured soils. *Soil and Tillage Research*, 198: 104542.
- Harasim, E.; J. Antonkiewicz and C. Kwiatkowski. 2020. The effects of catch crops and tillage systems on selected physical properties and enzymatic activity of loess soil in a spring wheat monoculture. *Agronomy*, 10(3): 334.
- Hefner, M.; M. Gebremikael; S. Canali; F. Sans Serra; K. Petersen; J. Sorensen *et al.* 2020. Cover crop composition mediates the constraints and benefits of roller-crimping and incorporation in organic white cabbage production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 296(March): 106908.
- Hobley, E.; N. Garcia-Franco; R. Hübner and M. Wiesmeier. 2018. Reviewing our options: Managing water-limited soils for conservation and restoration. *Land Degradation and Development*, 29(4): 1041–1053.
- Holmes, A.; A. Thompson; S. Lovell; M. Villamil; A. Yannarell; J. Dawson *et al.* 2019. Nitrogen provisioned and recycled by cover crops in monoculture and mixture across two organic farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 115(3): 441–453.
- Huang, Y.; W. Ren; J. Grove; H. Poffenbarger; K. Jacobsen; B. Tao *et al.* 2020. Assessing synergistic effects of no-tillage and cover crops on soil carbon dynamics in a long-term maize cropping system under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291(June): 108090.
- IPBES. 2018. Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In *Companion to Environmental Studies*.
- Irvin, N.; A. Bistline-East and M. Hoddle. 2016. The effect of an irrigated buckwheat cover crop on grape vine productivity, and beneficial insect and grape pest abundance in southern California. *Biological Control*, 93: 72–83.
- Jacobs, A. 2012. Plant Guide for oilseed radish (*Raphanus sativus* L.) USDA-Natural Resources Conservation Service, Booneville Plant Materials Center. Booneville, AR 72927
- Jax, K.; D. Barton; K. Chan; R. de Groot; U. Doyle; U. Eser *et al.* 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 93(May): 260–268.
- Jian, J.; B. Lester; X. Du; M. Reiter and R. Stewart. 2020. A calculator to quantify cover crop effects on soil health and productivity. *Soil and Tillage Research*, 199(November): 104575.
- Jobbágy, E. and R. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2): 423–436.
- Kader, M.; M. Senge; M. Mojid; K. Ito. 2017. Recent advances in mulching materials and methods for modifying soil environment. *Soil and Tillage Research*, 168: 155–166.
- Kallenbach, C.; A. Grandy; S. Frey and A. Diefendorf. 2015. Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 91(September): 279–290.
- Kapur, S. 2014. *Soil security for ecosystem management : mediterranean soil ecosystems*.
- Kaspar, T. and J. Singer. 2011. The Use of Cover Crops to Manage Soil. In J. Hatfield & T. J. Sauer (Eds.), *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture* (pp. 321–337).

- Soil Science Society of America.
- Kaspar, T.; D. Jaynes; T. Parkin; T. Moorman and J. Singer. 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agricultural Water Management*, 110(3): 25–33.
- Kätterer, T.; M. Bolinder; O. Andrén; H. Kirchmann and L. Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141(1-2): 184-192.
- Kaye, J. and M. Quemada. 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(1): 4.
- Keestra, S.; J. Nunes; A. Novara; D. Finger; D. Alvear; Z. Kalantari *et al.* 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610-611: 997-1009.
- Kok, J.; E. Parteli; T. Michaels and D. Karam. 2012. The physics of wind-blown sand and dust. *Reports on Progress in Physics*, 75(10): 106901.
- Kopittke, P.; R. Dalal; C. Hoeschen; C. Li; N. Menzies and C. Mueller. 2020. Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio. *Geoderma*, 357(September): 113974.
- Korucu, T.; M. Shipitalo and T. Kaspar. 2018. Rye cover crop increases earthworm populations and reduces losses of broadcast, fall-applied, fertilizers in surface runoff. *Soil and Tillage Research*, 180(August): 99–106.
- Kosmas, C.; O. Kairis; C. Karavitis; C. Ritsema; L. Salvati; S. Acikalin *et al.* 2013. Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: Methodological approach. *Environmental Management*, 54(5): 951–970.
- Krstić, D.; S. Vujić; G. Jaćimović; P. D’Ottavio; Z. Radanović; P. Erić *et al.* 2018. The effect of cover crops on soil water balance in rain-fed conditions. *Atmosphere*, 9(12): 492.
- Kumar, V.; A. Obour; P. Jha; R. Liu; M. Manuchehri; J. Dille *et al.* 2020. Integrating cover crops for weed management in the Semi-Arid U.S. Great Plains: Opportunities and challenges. *Weed Science*, 68(4): 311-323.
- La Notte, A.; D. D’Amato; H. Mäkinen; M. Paracchini; C. Liqueste; B. Egoh *et al.* 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74: 392–402.
- Ladan, S. and P. Jacinthe. 2017. Nitrogen availability and early corn growth on plowed and no-till soils amended with different types of cover crops. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(1): 74–90.
- Lado, M.; A. Paz and M. Ben-Hur. 2004. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, seal formation, and soil loss. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3): 935-942.
- Ladoni, M.; A. Basir; P. Robertson and A. Kravchenko. 2016. Scaling-up: Cover crops differentially influence soil carbon in agricultural fields with diverse topography. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 225: 93-103.
- Lal, R. 1991. Soil structure and sustainability. *Journal of Sustainable Agriculture*, 1(4): 67–92.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492): 815–830.

- Lal, R. 2015b. Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6): 329–339.
- Lal, R. 2015a. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5): 5875–5895.
- Lal, R. 2016. Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(1): 20A-25A.
- Lal, R.; W. Negassa and K. Lorenz. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15(C): 79–86.
- Landis, D.; S. Wratten and G. Gurr. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45: 175–201.
- Lange, M.; N. Eisenhauer; C. Sierra; H. Bessler; C. Engels; R. Griffiths *et al.* 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1): 6707.
- Larney, F.; H. Janzen; B. Olson and A. Olson. 2009. Erosion-productivity-soil amendment relationships for wheat over 16 years. *Soil and Tillage Research*, 103(1): 73-83.
- Le Quéré, C.; R. Moriarty; R. Andrew; G. Peters; P. Ciais; P. Friedlingstein *et al.* 2015. Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7(1): 47–85.
- Lehmann, J. and M. Kleber. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580): 60–68.
- Ley N° 20.412. Establece un sistema de incentivos para la sustentabilidad agroambiental de los suelos agropecuarios. Santiago, 2009. [Publicada en Diario Oficial el: 9-2-2010]
- Li, F.; P. Sørensen; X. Li and J. Olesen. 2020. Carbon and nitrogen mineralization differ between incorporated shoots and roots of legume versus non-legume based cover crops. *Plant and Soil*, 446(1–2): 243–257.
- Li, M.; C. Peterson; N. Tautges; K. Scow and A. Gaudin. 2019. Yields and resilience outcomes of organic, cover crop, and conventional practices in a Mediterranean climate. *Scientific Reports*, 9(1): 1–11.
- Liu, A.; B. Ma; A. Bomke. 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2041-2048.
- López-Vicente, M.; E. Calvo-Seas; S. Álvarez and A. Cerdà. 2020. Effectiveness of cover crops to reduce loss of soil organic matter in a rainfed vineyard. *Land*, 9(7): 1–16.
- Lubbers, I.; K. Van Groenigen; S. Fonte; J. Six; L. Brussaard and J. Van Groenigen. 2013. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change*, 3(3): 187–194.
- Luo, Y.; C. Field and R. Jackson. 2006. Does nitrogen constrain carbon cycling, or does carbon input stimulate nitrogen cycling?. *Ecology*, 87(1): 3–4.
- Mace, G.; K. Norris and A. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1): 19–26.
- Magdoff, F. and R. Weil. 2004. Soil Organic Matter Management Strategies. In F. Magdoff & R. Weil (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture* (pp. 45–66). CRC PRESS.
- Matus, F.; C. Rumpel; R. Neculman; M. Panichini and M. Mora. 2014. Soil carbon storage and stabilization in andic soils: A review. *Catena*, 120: 102-110.
- Marinari, S.; R Mancinelli; P. Brunetti and E. Campiglia. 2015. Soil quality, microbial

- functions and tomato yield under cover crop mulching in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 145: 20–28.
- Martinez, L.; P. Soti; J. Kaur; A. Racelis and R. Kariyat. 2020. Impact of cover crops on insect community dynamics in organic farming. *Agriculture (Switzerland)*, 10(6): 1–16.
- Mazzoncini, M.; T. Sapkota; P. Bàrberi; D. Antichi and R. Risaliti. 2011. Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research*, 114(2): 165–174.
- McNunn, G.; D. Karlen; W. Salas; C. Rice; S. Mueller; D. Muth *et al.* 2020. Climate smart agriculture opportunities for mitigating soil greenhouse gas emissions across the U.S. Corn-Belt. *Journal of Cleaner Production*, 268: 122240.
- Menichetti, L.; A. Ekblad and T. Kätterer. 2015. Contribution of roots and amendments to soil carbon accumulation within the soil profile in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200: 79–87.
- Meyer, N.; J. Bergez; J. Constantin and E. Justes. 2019. Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(1): 3.
- Meyer, N.; J. Bergez; J. Constantin; P. Belleville and E. Justes. 2020. Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agricultural Water Management*, 231: 105998.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Resumen para los responsables de la toma de decisiones. *World Resource Institute. Washington DC*, 1–43. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Evaluaaci?n+de+los+Ecosistemas+del+Milenio+Informe+de+S?ntesis#4>
- Miltner, A.; P. Bombach; B. Schmidt-Brücken and M. Kästner. 2012. SOM genesis: Microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111(1–3): 41–55.
- Minasny, B.; B. Malone; A. McBratney; D. Angers; D. Arrouays; A. Chambers *et al.* 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59–86.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2020. Informe del Estado del Medio Ambiente 2020. (IEMA 2020), Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. 857 p.
- Mitchell, J.; A. Shrestha and S. Irmak. 2015. Trade-offs between winter cover crop production and soil water depletion in the San Joaquin Valley, California. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6): 430–440.
- Mitchell, J.; A. Shrestha; K. Mathesius; K. Scow; R. Southard; R. Haney *et al.* 2017. Cover cropping and no-tillage improve soil health in an arid irrigated cropping system in California’s San Joaquin Valley, USA. *Soil and Tillage Research*, 165: 325–335.
- Muhammad, I.; U. Sainju; F. Zhao; A. Khan; R. Ghimire; X. Fu *et al.* 2019. Regulation of soil CO₂ and N₂O emissions by cover crops: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 192(November): 103–112.
- Müller, F. and B. Burkhard. 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1(1): 26–30.
- Murrell, E.; M. Schipanski; D. Finney; M. Hunter; M. Burgess; J. Lachance *et al.* 2017. Achieving diverse cover crop mixtures: Effects of planting date and seeding rate. *Agronomy Journal*, 109(1): 259–271.
- Nair, A. and M. Ngouajio. 2012. Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic

- vegetable production system. *Applied Soil Ecology*, 58: 45-55.
- Nájera, F.; M. Dippold; J. Boy; O. Seguel; M. Koester; S. Stock *et al.* 2020. Effects of drying/rewetting on soil aggregate dynamics and implications for organic matter turnover. *Biology and Fertility of Soils*, 56: 893-905.
- Nielsen, D.; D. Lyon; G. Hergert; R. Higgins; F. Calderón and M. Vigil. 2015. Cover crop mixtures do not use water differently than single-species plantings. *Agronomy Journal*, 107(3): 1025–1038.
- Nielsen, D.; D. Lyon; R. Higgins; G. Hergert; J. Holman and M. Vigil. 2016. Cover crop effect on subsequent wheat yield in the central great plains. *Agronomy Journal*, 108(1): 243–256.
- Nieto, O.; J. Castro and E. Fernández-Ondoño. 2013. Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant and Soil*, 365(1–2): 321–335.
- Norberg, L. and H. Aronsson. 2020. Effects of cover crops sown in autumn on N and P leaching. *Soil Use and Management*, 36(2): 200–211.
- Nouri, A.; J. Lee; D. Yoder; S. Jagadamma; F. Walker; X. Yin *et al.* 2020. Management duration controls the synergistic effect of tillage, cover crop, and nitrogen rate on cotton yield and yield stability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 301(May): 107007.
- Nouri, A.; J. Lee; X. Yin; D. Tyler and A. Saxton. 2019. Thirty-four years of no-tillage and cover crops improve soil quality and increase cotton yield in Alfisols, Southeastern USA. *Geoderma*, 337(September): 998–1008.
- Novara, A.; L. Gristina; F. Guaitoli; A. Santoro and A. Cerdà. 2013. Managing soil nitrate with cover crops and buffer strips in Sicilian vineyards. *Solid Earth Discussions*, 5(1): 257–279.
- Novara, A.; L. Gristina; S. Saladino; A. Santoro and A. Cerdà. 2011. Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117: 140–147.
- Novara, A.; M. Minacapilli; A. Santoro; J. Rodrigo-Comino; A. Carrubba; M. Sarno *et al.* 2019. Real cover crops contribution to soil organic carbon sequestration in sloping vineyard. *Science of the Total Environment*, 652: 300–306.
- Novelli, L.; O. Caviglia; G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research*, 165: 128–136.
- ODEPA, 2019. Panorama de la agricultura chilena. ODEPA, Ministerio de Agricultura. Julio, 2019.
- ODEPA, 2020. Estadísticas Productivas. ODEPA, Ministerio de Agricultura. [en línea]. Recuperado en: <<https://www.odepa.gob.cl/estadisticas-del-sector/estadisticas-productivas>> Consultado el: 10 de septiembre de 2021.
- Olson, K.; M. Al-Kaisi; R. Lal and B. Lowery. 2014. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic Carbon sequestration rates. *Soil Science Society of America Journal*, 78(2): 348–360.
- Osipitan, O.; J. Dille; Y. Assefa; E. Radicetti; A. Ayeni and S. Knezevic. 2019. Impact of cover crop management on level of weed suppression: A meta-analysis. *Crop Science*, 59(3): 833-842.
- Ovalle, C. 2020. *Una Nama Agrícola para Chile mediante el secuestro de carbono orgánico*

- en el suelo. May*, 94.
- Ovalle, C.; A. del Pozo; M. Peoples and A. Lavín. 2010. Estimating the contribution of nitrogen from legume cover crops to the nitrogen nutrition of grapevines using a 15N dilution technique. *Plant and Soil*, 334(1): 247–259.
- Palese, A.; N. Vignozzi; G. Celano; A. Agnelli; M. Pagliai and C. Xiloyannis. 2014. Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 144: 96–109.
- Palm, C.; H. Blanco-Canqui; F. DeClerck; L. Gatere and P. Grace. 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187: 87–105.
- Panth, M.; F. Baysal-Gurel; T. Simmons; K. Adesso and A. Witcher. 2020. Impact of winter cover crop usage in soilborne disease suppressiveness in woody ornamental production system. *Agronomy*, 10(7): 995.
- Paustian, K.; J. Lehmann; S. Ogle; D. Reay; G. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597): 49–57.
- Peregrina, F.; C. Larrieta; S. Ibañez and E. García-Escudero. 2010. Labile organic matter, aggregates, and stratification ratios in a semiarid vineyard with cover crops. *Soil Science Society of América*, 74: 2120-2130.
- Peregrina, F.; E. Pérez-Álvarez, and E. García-Escudero. 2014. Soil microbiological properties and its stratification ratios for soil quality assessment under different cover crop management systems in a semiarid vineyard. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177: 548-559.
- Pérez-Álvarez, E.; E. García-Escudero and F. Peregrina. 2015. Soil nutrient availability under cover crops: Effects on vines, must, and wine in a Tempranillo vineyard. *American Journal of Enology and Viticulture*, 66(3): 311-320.
- Pinheiro, M.; P. Garnier; J. Beguet; F. Martin Laurent and L. Vieublé Gonod. 2015. The millimetre-scale distribution of 2,4-D and its degraders drives the fate of 2,4-D at the soil core scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 88(May): 90–100.
- Piotrowska-Długosz, A. and E. Wilczewski. 2020. Influence of field pea (*Pisum sativum* L.) as catch crop cultivated for green manure on soil phosphorus and P-cycling enzyme activity. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66(11): 1570-1582.
- PNUMA. (2007). GEO-4. Perspectivas del medio ambiente mundial. In *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial GEO 4: medio ambiente para el desarrollo*.
- Poeplau, C. and A. Don. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200: 33–41.
- Powlson, D; P. Smith and J. Smith. 2013. Evaluation of soil organic matter models: using existing long term datasets. Springer Science & Business Media, Vol 38.
- Qi, G.; S. Chen; L. Ke; G. Ma and X. Zhao. 2020. Cover crops restore declining soil properties and suppress bacterial wilt by regulating rhizosphere bacterial communities and improving soil nutrient contents. *Microbiological Research*, 238: 126505.
- Quemada, M.; L. Lassaletta; A. Leip; A. Jones and E. Lugato. 2020. Integrated management for sustainable cropping systems: Looking beyond the greenhouse balance at the field scale. *Global Change Biology*, 26(4): 2584–2598.
- Quemada, M.; M. Baranski; M. Nobel-de Lange; A. Vallejo and J. Cooper. 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their

- effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 174: 1–10.
- Quinton, J.; G. Govers; K. Van Oost and R. Bardgett. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, 3(5): 311–314.
- Radicetti, E.; E. Campiglia; A. Langeroodi; J. Zsembeli; N. Mendler-Drienyovszki and R. Mancinelli. 2020. Soil carbon dioxide emissions in eggplants based on cover crop residue management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 118(1): 39–55.
- Ramírez, P.; S. Fuentes-Alburquenque; B. Díez; I. Vargas and C. Bonilla. 2020. Soil microbial community responses to labile organic carbon fractions in relation to soil type and land use along a climate gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 141: 107692.
- Ramírez-García, J.; J. Carrillo; M. Ruiz; M. Alonso-Ayuso and M. Quemada. 2015. Multicriteria decision analysis applied to cover crop species and cultivars selection. *Field Crops Research*, 175: 106-115.
- Ratnadass, A.; P. Fernandes; J. Avelino and R. Habib. 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(1): 273-303.
- Rawls, W.; Y. Pachepsky; J. Ritchie; T. Sobecki and H. Bloodworth. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116(1–2): 61–76.
- Reeves, D. 1994. Cover crops and rotations. En: *Crops Residue Management*, ed. J.L. Hatfield y B.A. Stewart, 125-172. *Advances in Soil Science*. Boca Raton, Florida: Lewis Publications, CRC Press.
- Reyers, B.; R. Biggs; G. Cumming; T. Elmqvist; A. Hejnowicz and S. Polasky. 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5): 268–273.
- Roarty, S.; R. Hackett and O. Schmidt. 2017. Earthworm populations in twelve cover crop and weed management combinations. *Applied Soil Ecology*, 114(2016): 142–151.
- Robačar, M.; S. Canali; H. Kristensen; F. Bavec; S. Mlakar; M. Jakop *et al.* 2016. Cover crops in organic field vegetable production. *Scientia Horticulturae*, 208: 104–110.
- Rodríguez-Lizana, A.; M. Repullo-Ruibérriz; R. Carbonell-Bojollo; M. Moreno-García and R. Ordóñez-Fernández. 2020. Study of C, N, P and K release from residues of newly proposed cover crops in a spanish olive groove. *Agronomy*, 10(7): 1041.
- Roesch-Mcnally, G.; A. Basche; J. Arbuckle; J. Tyndall; F. Miguez; T. Bowman *et al.* 2018. The trouble with cover crops: Farmers’ experiences with overcoming barriers to adoption. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 33(4): 322–333.
- Ruamps, L.; N. Nunan and C. Chenu. 2011. Microbial biogeography at the soil pore scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2): 280–286.
- Ruis, S.; H. Blanco-Canqui; P. Jasa; R. Ferguson and G. Slater. 2018. Impacts of early- and late-terminated cover crops on gas fluxes. *Journal of Environmental Quality*, 47(6): 1426–1435.
- Ruiz-Colmenero, M.; R. Bienes; D. Eldridge and M. Marques. 2013. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104: 153-160.
- Rumpel, C. and I. Kögel-Knabner. 2011. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338(1): 143–158.
- Runck, B.; C. Khoury; P. Ewing and M. Kantar. 2020. The hidden land use cost of upscaling cover crops. *Communications Biology*, 3(1): 10–13.

- Salazar, O.; L. Balboa; K. Peralta; M. Rossi; M. Casanova; Y. Tapia *et al.* 2019. Effect of cover crops on leaching of dissolved organic nitrogen and carbon in a maize-cover crop rotation in Mediterranean Central Chile. *Agricultural Water Management*, 212(September): 399–406.
- Salazar, O.; M. Casanova; F. Nájera; A. Contreras and Y. Tapia. 2020. Net Nitrogen mineralisation in maize-cover crop rotations in Mediterranean Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20: 1042-1050.
- Sánchez, E.; A. Giayetto; L. Cichón; D. Fernández; M. Aruani and M. Curetti. 2007. Cover crops influence soil properties and tree performance in an organic apple (*Malus domestica* Borkh) orchard in northern Patagonia. *Plant and Soil*, 292: 193-203.
- Sanchez, I.; L. Fultz; J. Lofton and B. Haggard. 2019. Soil biological response to integration of cover crops and nitrogen rates in a conservation tillage corn production system. *Soil Science Society of America*, 83(5): 1356-1367.
- Sanderman, J. and A. Berhe. 2017. Biogeochemistry: The soil carbon erosion paradox. *Nature Climate Change*, 7(5): 317–319.
- Sanderman, J.; C. Creamer; W. Baisden; M. Farrell and S. Fallon. 2017. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. *Soil*, 3(1): 1–16.
- Sastre, B.; C. Barbero-Sierra; R. Bienes; M. Marques and A. García-Díaz. 2017. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *Journal of Soils and Sediments*, 17(3): 873–888.
- Schäfer-Landefeld, L.; R. Brandhuber; S. Fenner; H. Koch and N. Stockfisch. 2004. Effects of agricultural machinery with high axle load on soil properties of normally managed fields. *Soil and Tillage Research*, 75(1): 75–86.
- Schappert, A.; M. Schumacher and R. Gerhards. 2019. Weed control ability of single sown cover crops compared to species mixtures. *Agronomy*, 9(6): 294.
- Schimel, J. and S. Schaeffer. 2012. Microbial control over carbon cycling in soil. *Frontiers in Microbiology*, 3: 1–11.
- Schipanski, M.; M. Barbercheck; M. Douglas; D. Finney; K. Haider; J. Kaye *et al.* 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125: 12–22.
- Seguel, O.; C. Baginsky; A. Contreras; J. Covarrubias; C. González and L. Poblete. 2013. Physical properties of a fine textured haplocambid after three years of organic matter amendments management. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13(3): 690–705.
- Seguel, O.; D. Díaz; E. Acevedo; P. Silva; I. Homer and S. Seitz. 2020. Hydraulic conductivity in a soil cultivated with wheat-rape seed rotation under two tillage systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(4): 2304-2315.
- Seifert, C.; G. Azzari and D. Lobell. 2019. Corrigendum: Satellite detection of cover crops and their effects on crop yield in the Midwestern United States (2018 Environ. Res. Lett. 13 064033). *Environmental Research Letters*, 14(3): 039501.
- Seppelt, R.; C. Dormann; F. Eppink; S. Lautenbach and S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3): 630–636.
- Shackelford, G.; R. Kelsey and L. Dicks. 2019. Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*, 88(August): 104204.

- Sharma, V.; S. Irmak and J. Padhi. 2018a. Effects of cover crops on soil quality: Part I. Soil chemical properties-organic carbon, total nitrogen, pH, electrical conductivity, organic matter content, nitrate-nitrogen, and phosphorus. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6): 637–651.
- Sharma, V.; S. Irmak and J. Padhi. 2018b. Effects of cover crops on soil quality: Part II. Soil exchangeable bases (potassium, magnesium, sodium, and calcium), cation exchange capacity, and soil micronutrients (zinc, manganese, iron, copper, and boron). *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6): 652–668.
- Shelton, R.; K. Jacobsen and R. McCulley. 2018. Cover crops and fertilization alter nitrogen loss in organic and conventional conservation agriculture systems. *Frontiers in Plant Science*, 8(January): 1–14.
- Simon, S.; J. Bouvier; J. Debras and B. Sauphanor. 2010. Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1): 139–152.
- Six, J.; R. Conant; E. Paul and K. Paustian. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241: 155–176.
- Smith, P.; D. Martino; Z. Cai; D. Gwary; H. Janzen; P. Kumar *et al.* 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492): 789–813.
- Snapp, S. and S. Surapur. 2018. Rye cover crop retains nitrogen and doesn't reduce corn yields. *Soil and Tillage Research*, 180(October): 107–115.
- Soares, M.; O. Freddi; E. Matos; R. Tavanti; F. Wruck; J. de Lima *et al.* 2020. Integrated production systems: An alternative to soil chemical quality restoration in the Cerrado-Amazon ecotone. *Catena*, 185(September): 104279.
- Solangi, F.; J. Bai; S. Gao; L. Yang; G. Zhou and W. Cao. 2019. Improved accumulation capabilities of phosphorus and potassium in green manures and its relationship with soil properties and enzymatic activities. *Agronomy*, 9(11): 708.
- Soussana, J.; S. Lutfalla; F. Ehrhardt; T. Rosenstock; C. Lamanna; P. Havlík *et al.* 2019. Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative. *Soil and Tillage Research*, 188(June): 3–15.
- Steinbeiss, S.; H. Beßler; C. Engels; V. Temperton; N. Buchmann; C. Roscher *et al.* 2008. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology*, 14(12): 2937–2949.
- Storr, T.; R. Simmons and J. Hannam. 2020. Using Frost-sensitive cover crops for timely nitrogen mineralization and soil moisture management. *Soil Use and Management*, 00: 1–9.
- Sturm, D.; G. Peteinatos and R. Gerhards. 2018. Contribution of allelopathic effects to the overall weed suppression by different cover crops. *Weed Research*, 58(5): 331–337.
- Taboada, M.; G. Rubio and E. Chaneton. 2011. Grazing impacts on soil physical, chemical, and ecological properties in forage production systems. In *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture* (pp. 301–320). J.L. Hatfield and T.J. Sauer (Eds.)
- Tanner, S.; I. Katra; A. Haim and E. Zaady. 2016. Short-term soil loss by eolian erosion in response to different rain-fed agricultural practices. *Soil and Tillage Research*, 155: 149–156.
- Tarricone, L.; G. Debiase; G. Masi; G. Gentilesco and F. Montemurro. 2020. Cover crops affect performance of organic Scarlotta seedless table grapes under plastic film covering

- in southern Italy. *Agronomy*, 10(4): 550.
- Tautges, N.; J. Chiartas; A. Gaudin; A. O'Geen; I. Herrera and K. Scow. 2019. Deep soil inventories reveal that impacts of cover crops and compost on soil carbon sequestration differ in surface and subsurface soils. *Global Change Biology*, 25(11): 3753–3766.
- Teixeira, E.; P. Johnstone; E. Chakwizira; J. de Ruiter; B. Malcolm; N. Shaw *et al.* 2016. Sources of variability in the effectiveness of winter cover crops for mitigating N leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 220: 226–235.
- Thorup-Kristensen, K.; J. Magid and L. Jensen. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, 79: 227–302.
- Tribouillois, H.; J. Cohan and E. Justes. 2016. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant and Soil*, 401(1–2): 347–364.
- Tribouillois, H.; J. Constantin and E. Justes. 2018. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Global Change Biology*, 24(6): 2513–2529.
- Trükmann, K.; E. Reintam; J. Kuht and V. Rääts. 2006. Growing of Mugwort (*Artemisa vulgaris* L.), Canadian Thistle (*Cirsium arvense* L.) and Yellow Lupine (*Lupinus luteus* L.) on compacted soil. pp: 362-369. In: Horn, R.; H. Fleige; S. Peth and X. Peng (eds.). Soil management for sustainability. Advances in Geocology 38. IUSS. Catena Verlag. Reiskirchen, Germany.
- UNEP. (2019). *GEO-6 HEALTHY PLANET , HEALTHY PEOPLE*. Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781108627146>
- Van Eerd, L. 2018. Nitrogen dynamics and yields of fresh bean and sweet corn with different cover crops and planting dates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111(1): 33–46.
- Van Groenigen, J.; C. Van Kessel; B. Hungate; O. Oenema; D. Powlson and K. Van Groenigen. 2017. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environmental Science and Technology*, 51(9): 4738–4739.
- Verbruggen, E.; J. Jansa; E. Hammer and M. Rillig. 2016. Do arbuscular mycorrhizal fungi stabilize litter-derived carbon in soil?. *Journal of Ecology*, 104(1): 261–269.
- Vincent-Caboud, L.; M. Casagrande; C. David; M. Ryan and E. Silva. 2019. Using mulch from cover crops to facilitate organic no-till soybean and maize production. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(5): 45.
- Vogeler, I.; E. Hansen; I. Thomsen and H. Østergaard. 2019. Legumes in catch crop mixtures: Effects on nitrogen retention and availability, and leaching losses. *Journal of Environmental Management*, 239(January): 324–332.
- Vukicevich, E.; T. Lowery; P. Bowen; J. Úrbez-Torres and M. Hart. 2016. Cover crops to increase soil microbial diversity and mitigate decline in perennial agricultura. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(3): 48.
- Wang, Z.; T. Hoffmann; J. Six; J. Kaplan; G. Govers; S. Doetterl and K. Van Oost. 2017. Human-induced erosion has offset one-third of carbon emissions from land cover change. *Nature Climate Change*, 7(5): 345–349.
- Ward, P.; K. Flower; N. Cordingley; C. Weeks and S. Micin. 2012. Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 132: 33–39.

- Wegner, B.; S. Osborne; M. Lehman and Kumar. 2018. Seven-year impact of cover crops on soil health when corn residue is removed. *BioEnergy Research*, 11: 239-248.
- White, C.; S. DuPont; M. Hautau; D. Hartman; D. Finney; B. Bradley *et al.* 2017. Managing the trade off between nitrogen supply and retention with cover crop mixtures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237: 121-133.
- Wieder, W.; A. Grandy; C. Kallenbach and G. Bonan. 2014. Integrating microbial physiology and physio-chemical principles in soils with the MIMICS model. *Biogeosciences*, 11(14): 3899–3917.
- Wittwer, R. and M. van der Heijden. 2020. Cover crops as a tool to reduce reliance on intensive tillage and nitrogen fertilization in conventional arable cropping systems. *Field Crops Research*, 249(September): 107736.
- Wittwer, R.; B. Dorn; W. Jossi and M. van der Heijden. 2017. Cover crops support ecological intensification of arable cropping systems. *Scientific Reports*, 7(January): 1–12.
- Yang, W.; G. Feng; A. Adeli; K. Kersebaum; J. Jenkins and P. Li. 2019. Long-term effect of cover crop on rainwater balance components and use efficiency in the no-tilled and rainfed corn and soybean rotation system. *Agricultural Water Management*, 219(2): 27–39.
- Yanik, F. and F. Vardar. 2015. Toxic effects of aluminum oxide (Al₂O₃) nanoparticles on root growth and development in *Triticum aestivum*. *Water, Air & Soil Pollution*, 226, 296.
- Yu, Y.; W. Loiskandl; H. Kaul; M. Himmelbauer; W. Wei; L. Chen *et al.* 2016. Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *Journal of Hydrology*, 538: 667–676.
- Yue, Y.; J. Ni; P. Ciais; S. Piao; T. Wang; M. Huang *et al.* 2016. Lateral transport of soil carbon and land-atmosphere CO₂ flux induced by water erosion in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(24): 6617–6622.
- Zhang, H.; K. Hu; L. Zhang; Y. Ji and W. Qin. 2019. Exploring optimal catch crops for reducing nitrate leaching in vegetable greenhouse in North China. *Agricultural Water Management*, 212(September): 273–282.
- Zheng, W.; Z. Zhao; Q. Gong; B. Zhai and Z. Li. 2018. Effects of cover crop in an apple orchard on microbial community composition, networks, and potential genes involved with degradation of crop residues in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 54(6): 743–759.
- Zobeck, T. and R. van Pelt. 2011. Wind erosion. In J. L. Hatfield & T. J. Sauer (Eds.), *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture* (Vol. 79720, pp. 209–227). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c14>

APÉNDICES

Apéndice 1

Cuadros resúmenes con citas bibliográficas. Cantidad total y desglose de publicaciones consideradas con resultados para cada propiedad o parámetro (Densidad aparente, CIC, Actividad y diversidad de microorganismos, Control de malezas, etc.) agrupadas por categoría de CC.

Cuadro 3. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre propiedades físicas del suelo.

Prp.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Densidad aparente		(+): (Autret <i>et al.</i> , 2016)		
		(+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2013b; Nouri <i>et al.</i> , 2019; Snapp y Surapur, 2018)		
	(+): (Guzmán <i>et al.</i> , 2019)	(-): (Autret <i>et al.</i> , 2016; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; García-González <i>et al.</i> , 2018; Mazzoncini <i>et al.</i> , 2011; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Tautges <i>et al.</i> , 2019)	(+): ()	16
	(+/-): (Chen <i>et al.</i> , 2014; Chen y Weil, 2011; Crotty y Stoate, 2019)		(+/-): (Palese <i>et al.</i> , 2014)	
(-): (Harasim <i>et al.</i> , 2020)		(-): ()		
Total: 5	Total: 10	Total: 1		
Agregación		(+): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; García-González <i>et al.</i> , 2018; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Nouri <i>et al.</i> , 2019; Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Wegner <i>et al.</i> , 2018)	(+): (Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Palese <i>et al.</i> , 2014)	18
	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Chen <i>et al.</i> , 2014; Guzmán <i>et al.</i> , 2019; Harasim <i>et al.</i> , 2020)	(+/-): (Snapp y Surapur, 2018)	(+/-): ()	
	(+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Ruis <i>et al.</i> , 2018)	(-): ()	(-): ()	
	(-): ()			
	Total: 6	Total: 11	Total: 3	

(Continúa)

Cuadro 3. Continuación

Porosidad	(+): (Chen <i>et al.</i> , 2014; Harasim <i>et al.</i> , 2020; Yu <i>et al.</i> , 2016) (+/-): (Crotty y Stoate, 2019; Ruis <i>et al.</i> , 2018) (-): () Total: 5	(+): (García-González <i>et al.</i> , 2018; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Nouri <i>et al.</i> , 2019; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013) (+/-): (Snapp y Surapur, 2018) (-): () Total: 5	(+): (Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Palese <i>et al.</i> , 2014) (+/-): () (-): () Total: 2	11
Resistencia a la penetración	(+): (Crotty y Stoate, 2019) (+/-): (Chen <i>et al.</i> , 2014) (-): (Chen y Weil, 2011; Harasim <i>et al.</i> , 2020) Total: 4	(+): () (+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011) (-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Nouri <i>et al.</i> , 2019) Total: 4	(+): () (+/-): () (-): (Palese <i>et al.</i> , 2014) Total: 1	9
Tasa de infiltración	(+): (Chen y Weil, 2011; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Yu <i>et al.</i> , 2016) (+/-): () (-): () Total: 3	(+): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; García-González <i>et al.</i> , 2018; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Nouri <i>et al.</i> , 2019; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013) (+/-): () (-): () Total: 5	(+): (Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Palese <i>et al.</i> , 2014) (+/-): () (-): () Total: 2	9
Conductividad hidráulica	(+): (Yu <i>et al.</i> , 2016) (+/-): () (-): (Guzmán <i>et al.</i> , 2019) Total: 2	(+): (García-González <i>et al.</i> , 2018; Nouri <i>et al.</i> , 2019) (+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011) (-): () Total: 3	(+): () (+/-): () (-): () Total: 0	5
Capacidad de retención de agua	(+): (Chen <i>et al.</i> , 2014; Harasim <i>et al.</i> , 2020) (+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Chen <i>et al.</i> , 2014; Crotty y Stoate, 2019) (-): () Total: 4	(+): (Basche, <i>et al.</i> , 2016b; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; García-González <i>et al.</i> , 2018; Nouri <i>et al.</i> , 2019) (+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; Snapp y Surapur, 2018) (-): () Total: 7	(+): (Palese <i>et al.</i> , 2014) (+/-): () (-): () Total: 1	12
Total publicaciones revisadas: 26				

Cuadro 4. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre las propiedades químicas del suelo.

Prp.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Z	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Blesh, 2018; Chinta <i>et al.</i> , 2020; Crotty y Stoate, 2019; De Notaris <i>et al.</i> , 2020; Finney <i>et al.</i> , 2016; Finney y Kaye, 2017; Ghimire <i>et al.</i> , 2019; Couëdel <i>et al.</i> , 2018b; Li <i>et al.</i> , 2020; Marinari <i>et al.</i> , 2015; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Vogeler <i>et al.</i> , 2019; Wittwer y van der Heijden, 2020; Tribouillois <i>et al.</i> , 2016; Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Sanchez <i>et al.</i> , 2019; Ladan y Jacinthe, 2017; Gabriel <i>et al.</i> , 2016; Gentry <i>et al.</i> , 2013; Novara <i>et al.</i> , 2013; Holmes <i>et al.</i> , 2019) (+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Chinta <i>et al.</i> , 2020; Piotrowska-Długosz y Wilczewski, 2020; Vogeler <i>et al.</i> , 2019) (-): (Celette y Gary, 2013; Gabriel <i>et al.</i> , 2016; Holmes <i>et al.</i> , 2019) Total: 26	(+): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Boselli <i>et al.</i> , 2020; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012b; Gabriel y Quemada, 2011; García-González <i>et al.</i> , 2018; Mazzoncini <i>et al.</i> , 2011; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Norberg y Aronsson, 2020; Quemada <i>et al.</i> , 2020; Salazar <i>et al.</i> , 2020; Sharma <i>et al.</i> , 2018a; Snapp y Surapur, 2018; Tautges <i>et al.</i> , 2019; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Wittwer <i>et al.</i> , 2017) (+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Gentsch <i>et al.</i> , 2020; Korucu <i>et al.</i> , 2018) (-): (Autret <i>et al.</i> , 2020; Basche, <i>et al.</i> , 2016a) Total: 20	(+): (Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Pérez-Álvarez <i>et al.</i> , 2015; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Brunetto <i>et al.</i> , 2017) (+/-): () (-): (Pérez-Álvarez <i>et al.</i> , 2015; Celette y Gary, 2013) Total: 5	48
P	(+): (Piotrowska-Długosz y Wilczewski, 2020) (+/-): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Crotty y Stoate, 2019; Ghimire <i>et al.</i> , 2019; Panth <i>et al.</i> , 2020; Sanchez <i>et al.</i> , 2019; Cooper <i>et al.</i> , 2017) (-): () Total: 8	(+): (Boselli <i>et al.</i> , 2020; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Sharma <i>et al.</i> , 2018a; Zheng <i>et al.</i> , 2018) (+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Snapp y Surapur, 2018) (-): () Total: 6	(+): (Zheng <i>et al.</i> , 2018) (+/-): (Pérez-Álvarez <i>et al.</i> , 2015) (-): () Total: 2	15

(Continúa)

Cuadro 4. Continuación.

K	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Sanchez <i>et al.</i> , 2019; Cooper <i>et al.</i> , 2017)	(+): (Korucu <i>et al.</i> , 2018)	(+): ()	11
	(+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Crotty y Stoate, 2019; Panth <i>et al.</i> , 2020)	(+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Snapp y Surapur, 2018)	(+/-): (Pérez- Álvarez <i>et al.</i> , 2015)	
	(-): (Crotty y Stoate, 2019)	(-): ()	(-): ()	
	Total: 7	Total: 3	Total: 1	
pH	(+): ()	(+): ()	(+): ()	8
	(+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Crotty y Stoate, 2019; Panth <i>et al.</i> , 2020)	(+/-): (Sharma <i>et al.</i> , 2018a; Snapp y Surapur, 2018; Zheng <i>et al.</i> , 2018)	(+/-): (Zheng <i>et al.</i> , 2018)	
	(-): (Crotty y Stoate, 2019; Guzmán <i>et al.</i> , 2019)	(-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020)	(-): ()	
	Total: 4	Total: 4	Total: 1	
CIC	(+): ()	(+): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Sharma <i>et al.</i> , 2018b)	(+): ()	4
	(+/-): (Panth <i>et al.</i> , 2020)	(+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Snapp y Surapur, 2018)	(+/-): ()	
	(-): ()	(-): (Sharma <i>et al.</i> , 2018b)	(-): ()	
	Total: 1	Total: 3	Total: 0	
CE	(+): ()	(+): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012a)	(+): ()	3
	(+/-): ()	(+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012a)	(+/-): ()	
	(-): ()	(-): (Sharma <i>et al.</i> , 2018a)	(-): ()	
	Total: 0	Total: 3	Total: 0	
Total publicaciones revisadas: 51				

Cuadro 5. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre las propiedades biológicas del suelo.

Prp.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
MOS/COS	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Austin <i>et al.</i> , 2017; Couëdel <i>et al.</i> , 2018b; De Notaris <i>et al.</i> , 2020; Ghimire <i>et al.</i> , 2019; Guzmán <i>et al.</i> , 2019; Kallenbach <i>et al.</i> , 2015; Marinari <i>et al.</i> , 2015; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Vogeler <i>et al.</i> , 2019; Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Sanchez <i>et al.</i> , 2019)	(+): (Autret <i>et al.</i> , 2016; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; Boselli <i>et al.</i> , 2020; Chahal <i>et al.</i> , 2020; García-González <i>et al.</i> , 2018; Gentsch <i>et al.</i> , 2020; Mazzoncini <i>et al.</i> , 2011; Mitchell <i>et al.</i> , 2017; Nieto <i>et al.</i> , 2013; Novara <i>et al.</i> , 2019; Quemada <i>et al.</i> , 2020; Salazar <i>et al.</i> , 2020; Sharma <i>et al.</i> , 2018a; Tautges <i>et al.</i> , 2019; Tribouillois <i>et al.</i> , 2018; Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Wegner <i>et al.</i> , 2018; Ladoni <i>et al.</i> , 2016)	(+): (López-Vicente <i>et al.</i> , 2020; Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013)	47
	(+/-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Chen <i>et al.</i> , 2014; Crotty y Stoate, 2019; Piotrowska-Długosz y Wilczewski, 2020; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Panth <i>et al.</i> , 2020; Cates <i>et al.</i> , 2019; Ruis <i>et al.</i> , 2018)	(+/-): (Ashworth <i>et al.</i> , 2020; Autret <i>et al.</i> , 2016; Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Snapp y Surapur, 2018)	(+/-): (Cates <i>et al.</i> , 2019)	
	(-): ()	(-): (Tautges <i>et al.</i> , 2019)	(-): ()	
	Total: 20	Total: 26	Total: 6	

(Continúa)

Cuadro 5. Continuación.

Actividad y diversidad microbiana	(+): (Austin <i>et al.</i> , 2017; Chinta <i>et al.</i> , 2020; Kallenbach <i>et al.</i> , 2015; Marinari <i>et al.</i> , 2015; Piotrowska-Długosz y Wilczewski, 2020; Qi <i>et al.</i> , 2020; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Panth <i>et al.</i> , 2020; Sanchez <i>et al.</i> , 2019; Finney <i>et al.</i> , 2017b; Nair y Ngouajio, 2012)	(+): (Gentsch <i>et al.</i> , 2020; Nieto <i>et al.</i> , 2013; Salazar <i>et al.</i> , 2020; Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Wegner <i>et al.</i> , 2018; Castellano-Hinojosa y Strauss, 2020; Detheridge <i>et al.</i> , 2016)	(+): (Blanco-Pérez <i>et al.</i> , 2020; Peregrina <i>et al.</i> , 2014; Zheng <i>et al.</i> , 2018; Castellano-Hinojosa y Strauss, 2020; Detheridge <i>et al.</i> , 2016)	22
	(+/-): (Chamberlain <i>et al.</i> , 2020; Cates <i>et al.</i> , 2019)	(+/-): ()	(+/-): (Cates <i>et al.</i> , 2019)	
	(-): ()	(-): ()	(-): ()	
	Total: 13	Total: 8	Total: 6	
Total publicaciones revisadas: 54				

Cuadro 6. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre parámetros medidos para evaluar el SE de control de procesos erosivos.

Par.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Escorrentía	(+): ()	(+): ()		13
	(+/-): (Gómez <i>et al.</i> , 2018)	(+/-): (Gabriel, <i>et al.</i> , 2012b; Yang <i>et al.</i> , 2019)		
	(-): (De Baets <i>et al.</i> , 2011; Gómez <i>et al.</i> , 2018; Yu <i>et al.</i> , 2016; Novara <i>et al.</i> , 2011; Panth <i>et al.</i> , 2020; Novara <i>et al.</i> , 2013)	(-): (Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Novara <i>et al.</i> , 2019; Sastre <i>et al.</i> , 2017; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013)	(+): () (+/-): () (-): (Novara <i>et al.</i> , 2011; Sastre <i>et al.</i> , 2017; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013)	
	Total: 6	Total: 7	Total: 3	

(Continúa)

Cuadro 6. Continuación.

Erosión	(+): ()	(+): ()	(+): ()
	(+/-): ()	(+/-): ()	(+/-): ()
	(-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; De Baets <i>et al.</i> , 2011; Gómez <i>et al.</i> , 2018; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Novara <i>et al.</i> , 2011; Panth <i>et al.</i> , 2020)	(-): (Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Nieto <i>et al.</i> , 2013; Novara <i>et al.</i> , 2019; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013; Wegner <i>et al.</i> , 2018)	(-): (López-Vicente <i>et al.</i> , 2020; Novara <i>et al.</i> , 2011; Ruiz-Colmenero <i>et al.</i> , 2013)
	Total: 6	Total: 7	Total: 3
Total publicaciones revisadas: 17			

Cuadro 7. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre propiedades y parámetros medidos para evaluar algunos SE.

Par.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}
Temperatura del suelo	(+): (Radicetti <i>et al.</i> , 2020)	(+): ()	(+): ()
	(+/-): (Radicetti <i>et al.</i> , 2020)	(+/-): ()	(+/-): ()
	(-): (Radicetti <i>et al.</i> , 2020)	(-): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Mitchell <i>et al.</i> , 2015)	(-): ()
	Total: 1	Total: 3	Total: 0
Respiración del suelo	(+): (Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Ruis <i>et al.</i> , 2018)	(+): (Mitchell <i>et al.</i> , 2017)	(+): ()
	(+/-): ()	(+/-): ()	(+/-): ()
	(-): ()	(-): (Gentsch <i>et al.</i> , 2020; Tribouillois <i>et al.</i> , 2018)	(-): ()
	Total: 2	Total: 3	Total: 0
Emisión de GEI	(+): (Ladan y Jacinthe, 2017)	(+): (Quemada <i>et al.</i> , 2020; Tribouillois <i>et al.</i> , 2018)	(+): ()
	(+/-): (Ruis <i>et al.</i> , 2018; Schipanski <i>et al.</i> , 2014)	(+/-): ()	(+/-): ()
	(-): ()	(-): (Autret <i>et al.</i> , 2020; Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Gentsch <i>et al.</i> , 2020; Guardia <i>et al.</i> , 2019)	(-): ()
	Total: 3	Total: 6	Total: 0

(Continúa)

Cuadro 7. Continuación.

Contenido de agua del suelo	(+): (Chen y Weil, 2011; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Ruis <i>et al.</i> , 2018)	(+): (Alonso-Ayuso <i>et al.</i> , 2018; Basche, <i>et al.</i> , 2016b; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012b; Mitchell <i>et al.</i> , 2015; Yang <i>et al.</i> , 2019; Zheng <i>et al.</i> , 2018)		19
	(+/-): (Meyer <i>et al.</i> , 2020; Ward <i>et al.</i> , 2012)	(+/-): (Meyer <i>et al.</i> , 2020; Mitchell <i>et al.</i> , 2015; Snapp y Surapur, 2018)	(+): (Palese <i>et al.</i> , 2014; Zheng <i>et al.</i> , 2018)	
	(-): (Celette y Gary, 2013; Ghimire <i>et al.</i> , 2019; Krstić <i>et al.</i> , 2018)	(-): (Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Meyer <i>et al.</i> , 2020; Mitchell <i>et al.</i> , 2015)	(+/-): ()	(-): (Celette y Gary, 2013)
	Total: 8	Total: 11	Total: 3	
Lixiviación	(+): ()	(+): (Norberg y Aronsson, 2020; Quemada <i>et al.</i> , 2020)		28
	(+/-): ()	(+/-): (Norberg y Aronsson, 2020)		
	(-): (Cooper <i>et al.</i> , 2017; Couëdel <i>et al.</i> , 2018b; Crotty y Stoate, 2019; Finney <i>et al.</i> , 2016; Novara <i>et al.</i> , 2013; Salazar <i>et al.</i> , 2019; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Tribouillois <i>et al.</i> , 2016; Vogeler <i>et al.</i> , 2019; Zhang <i>et al.</i> , 2019)	(-): (Alonso-Ayuso <i>et al.</i> , 2018; Autret <i>et al.</i> , 2020; Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Blanco-Canqui, <i>et al.</i> , 2013b; De Notaris <i>et al.</i> , 2018; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012a; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012b; Gabriel y Quemada, 2011; García-González <i>et al.</i> , 2018; Hanrahan <i>et al.</i> , 2018; Kaspar <i>et al.</i> , 2012; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Norberg y Aronsson, 2020; Salazar <i>et al.</i> , 2020; Sharma <i>et al.</i> , 2018a; Teixeira <i>et al.</i> , 2016; Tribouillois <i>et al.</i> , 2018)	(+): ()	(+/-): ()
	Total: 10	Total: 18	Total: 0	
Total publicaciones revisadas: 48				

Cuadro 8. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre el SE de rendimiento del CP.

Par.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Rendimiento del CP	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Chen y Weil, 2011; Cooper <i>et al.</i> , 2017; Crotty y Stoate, 2019; Finney <i>et al.</i> , 2016; Finney y Kaye, 2017; Ladan y Jacinthe, 2017; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Vogeler <i>et al.</i> , 2019; Wittwer y van der Heijden, 2020)	(+): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2012; Chahal <i>et al.</i> , 2020; Mazzoncini <i>et al.</i> , 2011; Nouri <i>et al.</i> , 2020; Van Eerd, 2018; Wittwer <i>et al.</i> , 2017)		
	(+/-): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2017; Finney <i>et al.</i> , 2016; Fontaine <i>et al.</i> , 2020; Gabriel <i>et al.</i> , 2016; Gentry <i>et al.</i> , 2013; Ghimire <i>et al.</i> , 2019; Panth <i>et al.</i> , 2020; Radicetti <i>et al.</i> , 2020; Schipanski <i>et al.</i> , 2014)	(+/-): (Basche, <i>et al.</i> , 2016a; Basche, <i>et al.</i> , 2016b; Boselli <i>et al.</i> , 2020; Chahal <i>et al.</i> , 2020; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012a; Gabriel, <i>et al.</i> , 2012b; Gabriel y Quemada, 2011; Li <i>et al.</i> , 2019; Norberg y Aronsson, 2020; Nouri <i>et al.</i> , 2019; Snapp y Surapur, 2018; Van Eerd, 2018; Wittwer <i>et al.</i> , 2017; Yang <i>et al.</i> , 2019; Zheng <i>et al.</i> , 2018)		40
	(-): (Celette y Gary, 2013; Nielsen <i>et al.</i> , 2016)	(-): (Autret <i>et al.</i> , 2016; Li <i>et al.</i> , 2019)	(+): (Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Zheng <i>et al.</i> , 2018)	
	Total: 20	Total: 19	(+/-): (Palese <i>et al.</i> , 2014)	
			(-): (Celette y Gary, 2013)	
			Total: 4	
	Total publicaciones revisadas: 40			

Cuadro 9. Cantidad de resultados de estudios del efecto de los CC sobre parámetros medidos para evaluar algunos SE.

Par.	CC _{temp}	CC _{anu}	CC _{perm}	
Biodiversidad de meso y macrofauna	(+): (Crotty y Stoate, 2019; Gómez <i>et al.</i> , 2018; Martínez <i>et al.</i> , 2020; Roarty <i>et al.</i> , 2017; Schipanski <i>et al.</i> , 2014)	(+): (Blanco-Canqui <i>et al.</i> , 2011; Korucu <i>et al.</i> , 2018; Irvin <i>et al.</i> , 2016)	(+): ()	9
	(+/-): (Fox <i>et al.</i> , 2016)	(+/-): ()	(+/-): (Fox <i>et al.</i> , 2016)	
	(-): ()	(-): ()	(-): ()	
	Total: 6	Total: 3	Total: 1	
Control de plagas y patógenos	(+): (Butler <i>et al.</i> , 2012; Gómez <i>et al.</i> , 2018; Panth <i>et al.</i> , 2020; Qi <i>et al.</i> , 2020)		(+): (Blanco-Pérez <i>et al.</i> , 2020)	12
	(+/-): (Fox <i>et al.</i> , 2016; Martínez <i>et al.</i> , 2020; Schipanski <i>et al.</i> , 2014)	(+): ()	(+/-): (Fox <i>et al.</i> , 2016)	
	(-): (Bakker <i>et al.</i> , 2016; Cooper <i>et al.</i> , 2017)	(+/-): (Baginsky <i>et al.</i> , 2013)	(-): (Irvin <i>et al.</i> , 2016)	
	Total: 9	Total: 2	Total: 2	
Control de malezas	(+): (Antosh <i>et al.</i> , 2020; Baraibar <i>et al.</i> , 2017; Blesh, 2018; Crotty y Stoate, 2019; Finney <i>et al.</i> , 2016; Finney y Kaye, 2017; Schappert <i>et al.</i> , 2019; Schipanski <i>et al.</i> , 2014; Sturm <i>et al.</i> , 2018; Tarricone <i>et al.</i> , 2020; Wittwer y van der Heijden, 2020)	(+): (Baraibar <i>et al.</i> , 2018; Mazzoncini <i>et al.</i> , 2011; Wittwer <i>et al.</i> , 2017)	(+): (Tarricone <i>et al.</i> , 2020)	14
	(+/-): ()	(+/-): ()	(+/-): ()	
	(-): ()	(-): ()	(-): ()	
	Total: 11	Total: 3	Total: 1	
Total publicaciones revisadas: 28				