

**Ecological infrastructures and organic farming:
effects on beneficial arthropod communities in
Mediterranean traditional crops**

Infraestructuras ecológicas y cultivo orgánico: efectos
sobre las comunidades de artrópodos beneficiosos en
cultivos mediterráneos tradicionales



VNIVERSIDAD
D SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL



FACULTAD DE BIOLOGÍA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL, PARASITOLOGÍA,
ECOLOGÍA, EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA

ÁREA DE ZOOLOGÍA

TESIS DOCTORAL

**Ecological infrastructures and organic farming:
effects on beneficial arthropod communities in
Mediterranean traditional crops**

•

Infraestructuras ecológicas y cultivo orgánico: efectos
sobre las comunidades de artrópodos beneficiosos en
cultivos mediterráneos tradicionales

Memoria presentada por la Licenciada en Biología Natalia Rosas Ramos para optar al
título de Doctor en Biología por la Universidad de Salamanca.

Salamanca, 2019



Los Doctores **D. Josep Daniel Asís Pardo**, Catedrático de Zoología de la Universidad de Salamanca; **Dña. Laura Baños Picón**, Profesor Contratado Doctor de la Universidad de Salamanca; y **D. José Tormos Ferrando**, Catedrático de Zoología de la Universidad de Salamanca

Certifican que:

la Tesis Doctoral titulada “**Ecological infrastructures and organic farming: effects on beneficial arthropod communities in Mediterranean traditional crops** (Infraestructuras ecológicas y cultivo orgánico: efectos sobre las comunidades de artrópodos beneficiosos en cultivos mediterráneos tradicionales)” que presenta **Dña. Natalia Rosas Ramos** para optar al título de Doctor en Biología por la Universidad de Salamanca, ha sido realizada bajo su dirección, en el Área de Zoología de la Facultad de Biología de la Universidad de Salamanca y reúne todos los requisitos científicos y formales necesarios para su defensa.

En Salamanca, a 05 de julio de 2019.

Fdo. Josep D. Asís Pardo

Fdo.: Laura Baños Picón

Fdo.: José Tormos Ferrando



La presente Tesis Doctoral está elaborada en el formato de compendio de artículos/publicaciones según la normativa aprobada por la Comisión de Doctorado y Posgrado de la Universidad de Salamanca el 15 de febrero de 2013, y consta de las siguientes publicaciones:

Ecological infrastructures across Mediterranean agroecosystems: Towards an effective tool for evaluating their ecological quality

Natalia Rosas-Ramos^a, Laura Baños-Picón^a, Valeria Trivellone^{b,c}, Marco Moretti^c, José Tormos^a, Josep D. Asís^a

^aDepartamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno s/n, 37007 Salamanca, España.

^bIllinois Natural History Survey, University of Illinois at Urbana-Champaign, 61821 Champaign, United States of America.

^cSwiss Federal Research Institute WSL, Biodiversity and Conservation Biology, 8903 Birmensdorf, Switzerland.

Agricultural Systems 173 (2019) 355-363

DOI: 10.1016/j.agsy.2019.03.017

Factor de impacto (2018): 4,131; Agriculture, multidisciplinary 1/56 (Q1)

The complementarity between ecological infrastructure types benefits natural enemies and pollinators in a Mediterranean vineyard agroecosystem

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno s/n, 37007 Salamanca, España.

Annals of Applied Biology (aceptado para su publicación)

DOI: pendiente de asignación

Factor de impacto (2018): 1,611; Agriculture, multidisciplinary 13/56 (Q1)

Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: a case study of Mediterranean vineyard agroecosystems

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, Estefanía Tobajas, Víctor de Paz, José Tormos, Josep D. Asís

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno s/n, 37007 Salamanca, España.

Agriculture, Ecosystems and Environment 265 (2018) 244-253

DOI: 10.1016/j.agee.2018.06.026

Factor de impacto (2018): 3,954; Agriculture, multidisciplinary 2/56 (Q1)

Adicionalmente se añaden dos artículos, correspondientes a los capítulos 5 y 6, que han sido enviados para su publicación en revistas indexadas en Journal Citation Reports:

Natural enemies and pollinators in organic sweet cherry orchards: functionally important taxa respond differently to farming system

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno s/n, 37007 Salamanca, España.

Farming system and hillside aspect filter traits and composition of spider assemblages in Mediterranean cherry orchards

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno s/n, 37007 Salamanca, España.



VNiVERSiDAD
D SALAMANCA
CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

Departamento de Biología Animal, Parasitología,
Ecología, Edafología y Química Agrícola

Área de Zoología

Los Doctores **D. Josep Daniel Asís Pardo**, Catedrático de Zoología de la Universidad de Salamanca; **Dña. Laura Baños Picón**, Profesor Contratado Doctor de la Universidad de Salamanca; y **D. José Tormos Ferrando**, Catedrático de Zoología de la Universidad de Salamanca,

Autorizan:

Que la Tesis Doctoral titulada “**Ecological infrastructures and organic farming: effects on beneficial arthropod communities in Mediterranean traditional crops** (Infraestructuras ecológicas y cultivo orgánico: efectos sobre las comunidades de artrópodos beneficiosos en cultivos mediterráneos tradicionales)” sea presentada en la modalidad de compendio de artículos/publicaciones (Comisión de Doctorado y Posgrado, 15 de febrero de 2013).

Y para que así conste expiden y firman el presente certificado en Salamanca, a 05 de julio de 2019.

Fdo. Josep D. Asís Pardo

Fdo.: Laura Baños Picón

Fdo.: José Tormos Ferrando



VNiVERSiDAD
D SALAMANCA
CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

Departamento de Biología Animal, Parasitología,
Ecología, Edafología y Química Agrícola

Área de Zoología

La Comisión de Doctorado y Posgrado de la Universidad de Salamanca,

Autoriza:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada “**Ecological infrastructures and organic farming: effects on beneficial arthropod communities in Mediterranean traditional crops** (Infraestructuras ecológicas y cultivo orgánico: efectos sobre las comunidades de artrópodos beneficiosos en cultivos mediterráneos tradicionales)” para su tramitación en la modalidad de compendio de artículos/publicaciones (Comisión de Doctorado y Posgrado, 15 de febrero de 2013).

En Salamanca, a de de 2019

Agradecimientos

En estas líneas quiero dar las gracias a todas aquellas personas que me han acompañado a lo largo de este proceso.

En primer lugar, quiero agradecer profundamente a mis directores, Josep, Laura y Pepe, el haberme guiado durante todo este tiempo. Gracias por vuestros consejos, por toda la cantidad de horas que me habéis dedicado, por todo lo que me habéis enseñado y por vuestra paciencia y vuestro apoyo, no solo en lo profesional, sino también en lo personal. Gracias por vuestra amistad y por hacerme tan fácil el disfrutar de este proceso de aprendizaje. En especial quiero agradecer a Laura el haberme acogido en su tierra, en su casa, el haberme guiado a través de los paisajes de viñedo riojanos y haber permanecido conmigo trabajando codo con codo durante todas esas horas de muestreo y evaluación. Gracias a todos los compañeros del departamento por estar siempre dispuestos a prestarme su ayuda y, sobre todo, por la cantidad de buenos momentos que hemos compartido en todo este tiempo y por hacerme ir a trabajar todos los días con una sonrisa en la cara.

Mi agradecimiento a la Universidad de Salamanca, por concederme un contrato predoctoral de Formación de Personal Investigador para realizar este trabajo de investigación, y por su financiación del proyecto a través del Programa I: USAL2015/18; USAL2017; y el Programa XIII: Financiación de Grupos de Investigación Reconocidos.

Un especial agradecimiento a todos los agricultores que me han dejado trabajar en sus parcelas, haciendo posible el desarrollo de este proyecto. Gracias por vuestra implicación y por toda la información que, acompañada de cafés y cañas, me habéis dado a lo largo de todo este tiempo. Pero sobre todo gracias porque vuestro interés en el proyecto ha sido para mí muy gratificante y estimulante.

No puedo tampoco olvidarme de todas las personas que me han acompañado durante las estancias en Suiza, Argentina y Portugal. Gracias por permitirme disfrutar de una experiencia tan enriquecedora, por vuestra ayuda, por todo lo que he aprendido a vuestro lado y por haberme hecho sentir como un miembro más de vuestros laboratorios durante el tiempo que he compartido con vosotros.

Quiero dar las gracias también a todas aquellas personas que me han enseñado y ayudado durante el proceso de identificación del material, en especial a Tatiana Pina, a Carmen Urones, a Marta Goula, a Mario García París, a Manuel Portillo y a Sergio Montagud; y gracias también a José Luis Vicente-Villardón por sus consejos y lecciones en estadística.

Agradezco de manera especial a mi familia, y sobre todo a mis padres, todo el apoyo que siempre me han brindado, la confianza y el interés que han mostrado por mi trabajo, que ha sido enorme motivación. Sentíos parte de esto porque sin vosotros no hubiera podido llegar hasta aquí. Además, muchas gracias a mi hermano por haberme acompañado y ayudado en esos muestreos bajo el calor abrasador del Jerte, todo ello a pesar de no ser excesivamente afín a los artrópodos.

Muchas gracias a todos los amigos que me habéis acompañado durante este proceso. Gracias a por los ánimos, las conversaciones, las risas, las cervezas, los viajes y todos los momentos compartidos, y por estar ahí siempre que lo he necesitado.

Por último, aunque no por ello menos importante, gracias a Juan. Tu apoyo incondicional ha sido fundamental para mí. Muchas gracias por tu comprensión y paciencia, y por tu habilidad para apaciguarme en los momentos de estrés. Gracias por estar a mi lado.

Chapter 1**Introduction/Introducción**

1.1. Agroecosystems: general features and sustainability.....	17
1.2. The ecological role of biodiversity in agroecosystems.....	18
1.3. Towards a sustainable agriculture.....	19
1.3.1. Ecological infrastructures.....	20
1.3.2. Organic farming.....	21
1.4. Arthropods as a functionally important component of biodiversity in agroecosystems.....	25
1.4.1. Pollinators.....	25
1.4.2. Natural enemies.....	27
<i>The role of parasitoids</i>	28
<i>The importance of predators</i>	29
<i>Spiders as a group of predators of special interest</i>	31
1.4.3. The importance of assessing biodiversity from different approaches.....	33
1.5. Aims of the tesis.....	34

Introducción

1.1. Los agroecosistemas: características generales y sostenibilidad.....	37
1.2. El papel ecológico de la biodiversidad en los agroecosistemas.....	39
1.3. Hacia una agricultura sostenible.....	40
1.3.1. Infraestructuras ecológicas.....	40
1.3.2. Agricultura ecológica.....	42
1.4. Los artrópodos como un importante componente funcional de la biodiversidad en agroecosistemas.....	46
1.4.1. Polinizadores.....	47
1.4.2. Enemigos naturales.....	49
<i>El papel de los parasitoides</i>	49
<i>La importancia de los depredadores</i>	50
<i>Las arañas como un grupo depredadores de especial interés</i>	53
1.4.3. La importancia de evaluar la biodiversidad desde distintas perspectivas.....	56
1.5. Objetivos.....	57

Chapter 2

Ecological infrastructures across Mediterranean agroecosystems: Towards an effective tool for evaluating their ecological quality

Infraestructuras ecológicas en agroecosistemas mediterráneos: Hacia una herramienta eficaz para evaluar su calidad ecológica

Resumen.....	71
Abstract.....	73
1. Introduction.....	74
2. Methods.....	77
2.1. Study area.....	77
2.2. Assessment of the ecological infrastructures.....	78
2.3. Application of the Boller's questionnaire in the field.....	78
2.4. Boller's questionnaire adaptation.....	79
2.5. Development of a simplified questionnaire through the assessment and simplification of Boller's questionnaire.....	80
2.6. Evaluation of the simplified questionnaire effectiveness.....	82
2.7. Proposal of plant indicator species.....	83
2.8. Statistical analyses.....	83
3. Results.....	83
3.1. Development of the simplified questionnaire.....	83
3.2. Indicator species of quality levels.....	86
4. Discussion.....	87
4.1. Simplified questionnaire.....	87
4.1.1. Infrastructure layer composition.....	87
4.1.2. Infrastructure width.....	87
4.1.3. Infrastructure management.....	88
4.1.4. Thorny and woody plants.....	88
4.1.5. Groups of animals.....	89
4.2. Indicator species of quality levels.....	89
5. Conclusions.....	90
Acknowledgements.....	91
References.....	91

Appendix A. Supplementary data.....	97
-------------------------------------	----

Chapter 3

The complementarity between ecological infrastructure types benefits natural enemies and pollinators in a Mediterranean vineyard agroecosystem

La complementariedad entre tipos de infraestructuras ecológicas beneficia a enemigos naturales y polinizadores en un agroecosistema de viñedo mediterráneo

Resumen.....	103
Abstract.....	105
1. Introduction.....	106
2. Methods.....	107
2.1. Study area.....	107
2.2. Sampling design.....	108
2.3. Data analyses.....	110
3. Results.....	101
4. Discussion.....	113
5. Conclusion.....	116
Acknowledgements.....	117
References.....	117
Appendix A. Supplementary data.....	123

Chapter 4

Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems

El valor de la diversidad de infraestructuras ecológicas en el mantenimiento de las agrupaciones de arañas: Un caso de estudio en agroecosistemas de viñedo mediterráneos

Resumen.....	128
Abstract.....	130
1. Introduction.....	131
2. Methods.....	133
2.1. Study area.....	133
2.2. Sampling design.....	135

2.3. Data analyses.....	136
3. Results.....	137
3.1. Taxonomic composition.....	137
3.2. Guild composition.....	139
3.3. Body-size composition.....	141
4. Discussion.....	142
4.1. Taxonomic composition.....	142
4.2. Guild composition.....	143
4.3. Body-size composition.....	145
5. Conclusion.....	146
Acknowledgements.....	147
References.....	147
Appendix A. Supplementary data.....	153

Chapter 5

Natural enemies and pollinators in organic sweet cherry orchards: functionally important taxa respond differently to farming system

Enemigos naturales y polinizadores en cultivos de cerezo: taxones funcionalmente importantes responden de manera diferente al sistema de manejo

Resumen.....	155
Abstract.....	157
1. Introduction.....	158
2. Methods.....	160
2.1. Study area.....	160
2.2. Sampling design.....	161
2.3. Data analyses.....	163
3. Results.....	164
4. Discussion.....	169
5. Conclusions.....	172
Acknowledgements.....	173
References.....	173

Appendix A. Supplementary data.....	181
-------------------------------------	-----

Chapter 6

Farming system and hillside aspect filter traits and composition of spider assemblages in Mediterranean cherry orchards

El sistema de manejo y la orientación de la pendiente filtran los rasgos y la composición de los ensambles de arañas en cultivos de cerezo mediterráneos

Resumen.....	185
Abstract.....	187
1. Introduction.....	187
2. Materials and methods.....	190
2.1. Study area.....	190
2.2. Experimental design.....	191
2.3. Spider sampling.....	191
2.4. Spider traits.....	192
2.5. Data analysis.....	192
3. Results.....	193
3.1. Spider abundances: families, guilds, and body-size classes.....	193
3.2. Taxonomical composition and body-size class distribution.....	194
3.3. Guild distribution and morphological traits.....	196
4. Discussion.....	198
4.1. Taxonomical composition and body-size class distribution.....	199
4.2. Guild distribution and morphological traits.....	200
Acknowledgements.....	203
References.....	203
Supporting information.....	209

Chapter 7

Conclusions/Conclusiones.....	211
--------------------------------------	------------

Conclusiones.....	214
--------------------------	------------

Chapter 1

Introduction

Introducción



1.1. Agroecosystems: general features and sustainability

Agricultural areas constitute the largest biome of the planet and thus condition a meaningful array of worldwide biological diversity (Hof and Bright, 2010; Ramankutty et al., 2018; Tschardt et al., 2005). About 38% of the world's land area is used for agricultural purposes, and in Europe agricultural land accounts for almost half of the Member states' surface area (European Commission, 2017) (Fig. 1).

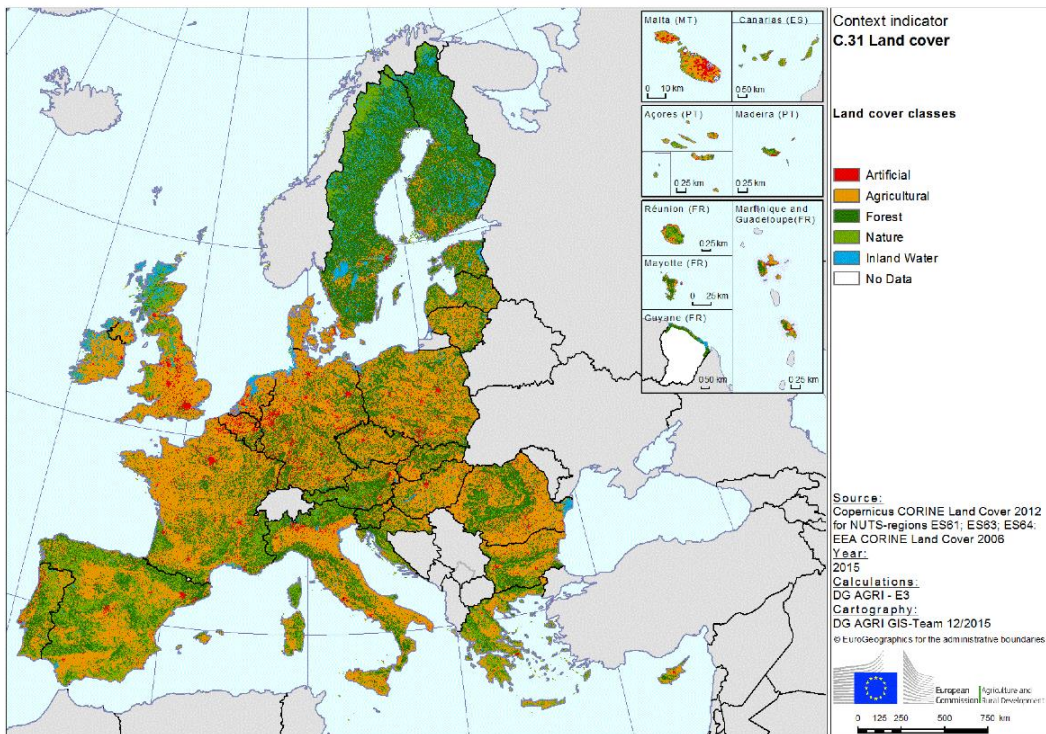


Figure 1. European data of land cover classes: artificial (red), agricultural (yellow), forest (dark green), nature (pale green), and inland water (blue); CORINE Land Cover (2012) (European Commission, 2017).

During the last decades, an expansion and intensification of agriculture has taken place. This process has led, firstly, to a homogenization of agricultural systems at farm and landscape levels, which implies a reduction in crop diversity, the enlargement of field size, and the removal of natural and semi-natural habitats; and secondly, to an increase in the application of pesticides and chemical fertilizers and in the use of machinery (Bianchi et al., 2006; Geiger et al., 2010; Persson et al., 2010). Agricultural intensification arises from

the need to increase agricultural production in order to meet the growing global demand for food, fiber, or fuel (Sandhu et al., 2010). As a consequence, modern agroecosystems have mostly resulted in unstable systems that require constant interventions, due to their increased vulnerability to insect pests and diseases or to the salinization, soil erosion, or pollution of water systems, by which many cropping systems are affected (Altieri and Nicholls, 2004). Extensive evidence has identified these changes in agricultural management as the main cause of biodiversity loss (Feber et al., 2015; Sánchez-bayo and Wyckhuys, 2019; Tscharrntke et al., 2005), and there is a growing concern about the consequences of biodiversity decline for ecosystem functioning, for the delivery of ecosystem services, and for human wellbeing (Balvanera et al., 2006).

However, not all forms of agriculture lead to this severe simplification of biodiversity. The landscape in Europe reflects centuries of an interaction between people and the environment, and much of the current biological value has been created and is now maintained by traditional farming systems; such systems involve sustainable management practices for land and are generally well integrated with the environment (Bignal and McCracken, 2000). The tendency of traditional farming landscapes to maintain substantial amounts of natural or semi-natural vegetation and high heterogeneity in land cover, as well as small crop fields and traditional crop management practices, make these agroecosystems highly biodiverse and sustainable environments (Altieri, 2004; Altieri and Nicholls, 2004; Fischer et al., 2012). Traditional agricultural systems are still preserved in some regions, including Mediterranean areas, but many of them have been abandoned or converted to more intensive land use forms, which provide higher rentability from an economic standpoint (Atauri and de Lucio, 2001; Bignal and McCracken, 2000; González-Bernaldez, 1991; Nielsen et al., 2011; Petanidou and Lamborn, 2005; Ponti et al., 2016). When traditional activities fail to generate an economic income flow, and the adjustment of resources through changes in farming practices leaves them depleted, agricultural land is abandoned (MacDonald et al., 2000). Nevertheless, traditional farming landscapes are high-nature-value farming systems that provide some of the greatest remaining opportunities for biodiversity conservation, and their maintenance constitutes a priority for

buffering biodiversity loss in the European Union (Fischer et al., 2012; Strohbach et al., 2015).

1.2. The ecological role of biodiversity in agroecosystems

In agricultural systems, biodiversity not only produces valuable plants and animals but also is responsible for the provision of ecosystem services beyond food, fiber, or fuel production (Altieri and Nicholls, 2004). Ecosystem services are defined as the benefits that humans obtain from ecosystems, and are classified into four categories: “provisioning” (e.g. food), “regulating” (e.g. air purification), “cultural” (e.g. recreational opportunities), and “supporting” ecosystem services (i.e., services that underpin all of the above services, e.g., nutrient cycling) (Busch et al., 2012). More examples include processes such as prevention of soil erosion, detoxification of noxious chemicals, capture of carbon, control of local microclimate, regulation of local hydrological processes, biological control of pests, weeds, and diseases, or pollination of crops (Sandhu et al., 2010).

However, ecosystem services are being dramatically degraded due to biological simplification and the deterioration of underlying ecological systems that generate them, and this degradation seriously threatens life quality and economic sustainability (Daily, 2000; Sandhu et al., 2010). These ecosystem services are not only involved in human wellbeing but also have been demonstrated to be of very high economic value since they provide important benefits to many sectors of the global economy (Gallai et al., 2009; Samaranayake & Costamagna, 2018). In agroecosystems, the loss of these natural services leads to the need to supply crops with external inputs, since the deterioration of basic regulating functional components makes them unable to promote pollination, soil fertility, or pest regulation by themselves (Altieri, 1999; Melathopoulos et al., 2015). Therefore, enhancing functional biodiversity in agroecosystems constitutes an essential ecological strategy for ensuring agricultural productivity and food security (Altieri, 1999; Balzan et al., 2014), because ecosystem services are to a large extent biological, and thus the maintenance of biological diversity is key for ensuring their persistence (Daily, 2000).

1.3. Towards a sustainable agriculture

The current scenario of global threats to biodiversity coupled with the growing concern about the long-term sustainability of agroecosystems has led to the development of measures including the maintenance of ecological focus areas such as non-cropped habitats or the promotion of environmentally friendly agricultural practices such as organic farming (Altieri et al., 1999; Bianchi et al., 2006; Froidevaux et al., 2017; Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Landis et al., 2000; Porcel et al., 2018; Rahmann, 2011). Agricultural landscapes are usually a mosaic of crop fields, human infrastructures (e.g. roads, paths), and semi-natural and natural habitats (Marshall & Moonen, 2002). These non-cropped areas have been shown to act as reservoirs of biodiversity, supporting functionally important taxa that provide ecosystem services underpinning crop production at local and landscape scales, and that spill over into cropped habitats (Garratt et al., 2017). Organic farming, for its part, implements wildlife-friendly management measures that have been addressed to benefit biodiversity by favoring a range of taxa, including functionally important groups (Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Porcel et al., 2018; Rahmann, 2011).

1.3.1. Ecological infrastructures

Within non-cropped habitats, ecological infrastructures are elements such as woodland patches, hedges, grass strips, wildflower strips, ruderal areas, etc., that are present in the farm or within a radius of about 150 m and have an ecological value to the farm (Boller et al., 2004). From a functional perspective, Boller et al. (2004) divide the ecological infrastructure network into (i) large permanent habitats, which are wide surfaces of grasslands, forests, or ruderal areas serving as more permanent habitats for biodiversity; (ii) stepping stones, habitats of smaller size, like woodland patches or ponds, able to support temporary populations; and (iii) corridor structures, linear elements such as hedges, grass strips, flower strips, or paths that facilitate species movement. However, infrastructure functions can overlap and vary according to the requirements of individual species. From a compositional perspective, Boller et al. (2004) establish different types of ecological infrastructure, including:

- Woodland patches: highly diversified and well-structured microhabitats, of at least 30 m², composed by a group of shrubs with or without trees.
- Hedges: linear elements of few meters wide and at least 10 m long consisting of local shrubs and/or tree species.
- Grass strips: narrow linear and permanent grass strips and field margins.
- Wildflower strips: perennial linear elements of at least 3 m wide composed by local wildflowers that offer a diversified flower supply.

These elements provide a variety of resources, such as alternative sources of pollen and nectar, a variety of hosts and prey, or nesting, shelter, and wintering areas, that allow them to support high levels of biodiversity and to benefit different functionally important taxa (Boller et al., 2004; Campbell et al., 2017; Garratt et al., 2017; Lefebvre et al., 2017; Rundlöf et al., 2018; Rusch et al., 2010; Tschumi et al., 2016). However, the distribution, configuration, and quality of these ecological infrastructures heavily influence the extent of their contribution to the enhancement of functional biodiversity (Boller et al., 2004; Dainese et al., 2015; Garratt et al., 2017; Manhoudt and De Snoo, 2003). Therefore, the evaluation of infrastructure ecological quality becomes an essential process for which the development of practical evaluation tools is deemed necessary. Ecological quality refers to the potential of an ecological infrastructure to support functional biodiversity, defined as the components of biodiversity that can be of direct use to farmers (Boller et al., 2004). The selection of adequate surrogates that constitute good indicators of ecological quality is essential in developing efficient evaluation tools.

According to Hunter et al. (2016), ecological surrogacy is defined as “using a process or element (e.g., species, ecosystem, or abiotic factor) to represent another aspect of an ecological system.” These authors also establish that, depending on the nature of the goals to be achieved, it can be distinguished as (i) indicator surrogacy, a type of surrogacy that provides information about aspects of an ecological system, or (ii) management surrogacy, primarily used to facilitate achieving management goals (e.g. umbrella species). Additionally, they propose that different classes of ecological components can be used as surrogates: species, ecosystems, ecological processes, abiotic factors, and genetics. For example, within surrogate species, species richness of a selected taxon is frequently used

to estimate the species richness of a different taxon or to evaluate the status of an ecosystem (Fleishman et al., 2006); or it is also common to employ indicator species as a proxy of ecological disturbance (Hunter et al., 2016). Within ecosystems, the area, spatial configuration, connectivity and vegetation structure are features commonly measured as indicators of overall condition (Hunter et al., 2016; Noss, 1990).

Different types of surrogate generally must be combined to effectively represent other taxa or to correctly reflect ecological changes (Dale and Beyeler, 2001; Maleque et al., 2009). Additionally, since the aim of surrogacy is to reduce the amount of time, money, and data required to assess different aspects of ecological systems, it is essential to select ecological surrogates that can be monitored at reasonable cost and that can be used for conservation planning (Dale and Beyeler, 2001; Favreau et al., 2006; Lewandowski et al., 2010; Samways et al., 2010). In terms of costs and logistics, the use of questionnaires as an indirect mean of gathering data constitutes a suitable method for approaching different topics in ecology, which frequently require high-resolution data (White et al., 2005).

1.3.2. Organic farming

Organic farming is a low-intensity farming system that sustains agricultural production by implementing wildlife-friendly management measures (Fig. 2), including crop rotation, the cultivation of nitrogen-fixing plants, the use of techniques encouraging natural pest control, and the ban of synthetic pesticides and fertilizers (Feber et al., 2015; Froidevaux et al., 2017; Tuck et al., 2014).

This last management measure is the one which establishes the most important difference between organic farming and conventional agriculture: organic farmers avoid chemical fertilizers and pesticides in their farming operations, whereas conventional ones use them extensively (Altieri et al., 2018).

Over the past years, the global area under certified organic agriculture has increased substantially, but in 2015 it still accounted for only 1% of the total agricultural land worldwide (Meemken and Qaim, 2018).

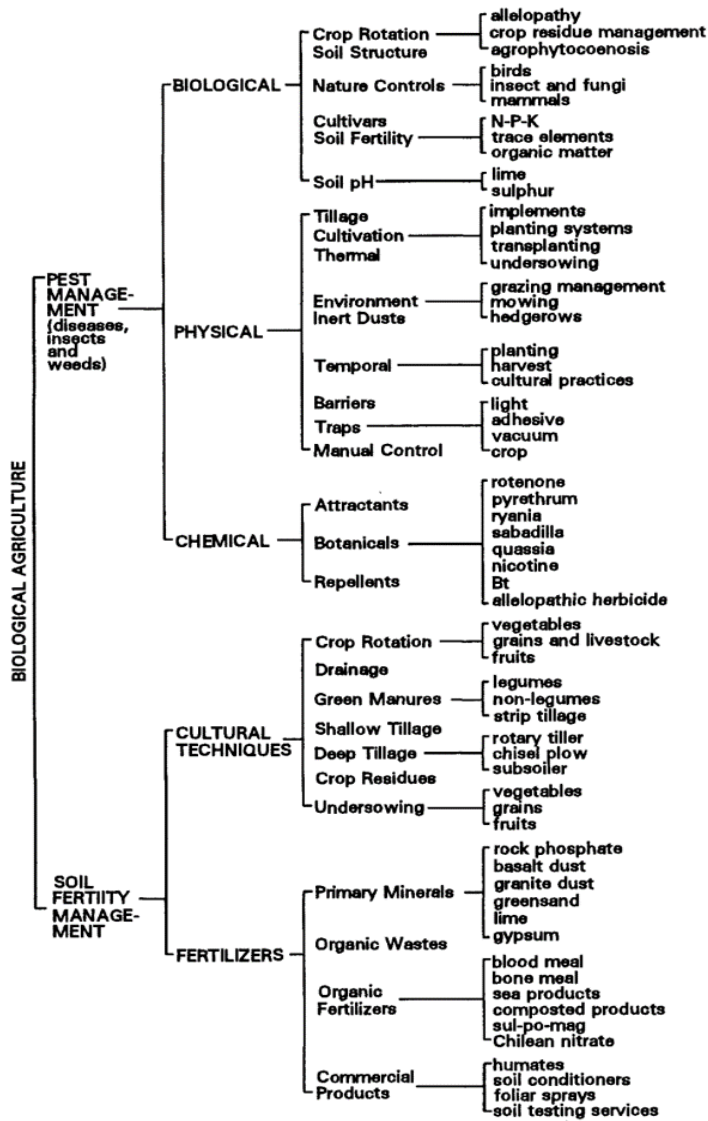


Figure 2. Management practices in organic agriculture (Altieri et al., 2018).

Concerning the European Union, in 2017 organic farming covered 12.6 million ha of agricultural land, corresponding to 7% of the total utilized agricultural area (Eurostat, 2017) (Fig. 3). In the European Union (EU), organic farming is regulated according to European Council Regulation No 834/2007. In this regulation (Article 3) it is fixed that organic production, within its general principles and objectives, pursues to “establish a sustainable management system that: (i) respects nature’s systems and cycles and sustains

and enhances the health of soil, water, plants and animals and the balance between them; (ii) contributes to a high level of biological diversity,”.

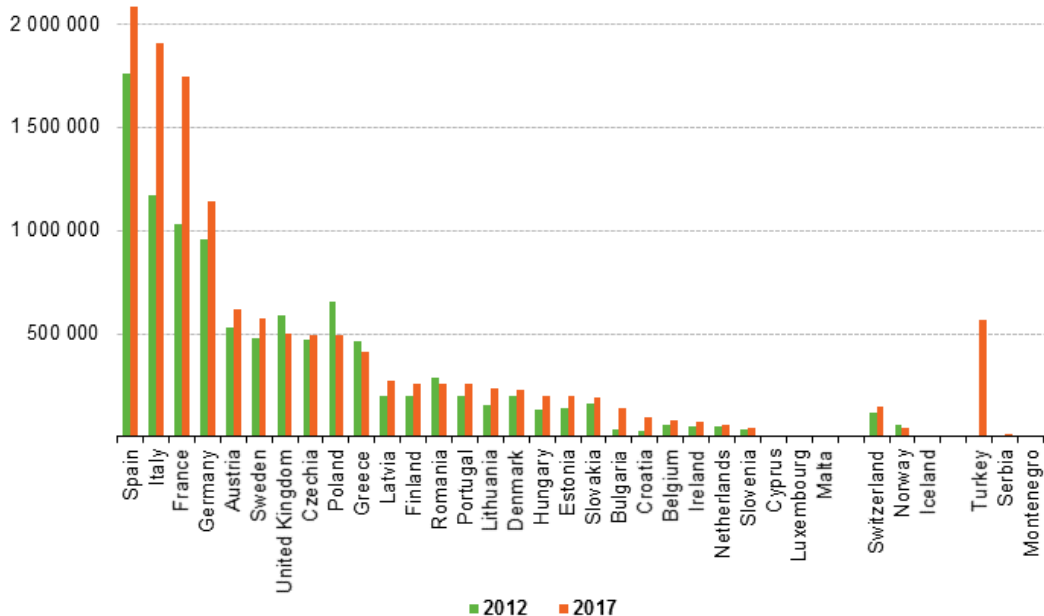


Figure 3. Total organic area (fully covered and under conversion) (ha) by country in 2012 and 2017. No data available for North Macedonia (2012), Iceland (2012), Montenegro (2012), Serbia (2012), and Turkey (2012). Preliminary data for Italy (2017) and Montenegro (2017) (Eurostat, 2019).

Contributions and impacts of organic and conventional farming have been compared across a range of different approaches, from energetic and environmental issues to economic perspectives, or soil properties and nutrient emissions (Tuomisto et al., 2012). Because it constitutes one of the principles of organic production, a number of studies have tried to answer the question of whether organic farming benefits biodiversity (Rahmann, 2011).

When assessing the dichotomy between organic and conventional farming, it has been evidenced that the former is advantageous in enhancing and conserving biodiversity, and harboring greater richness and abundance of plants, invertebrates, and birds (Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Porcel et al., 2018; Rahmann, 2011; Tuck et al., 2014). However, care should be taken before concluding that organic farming contributes to counteract threats of agriculture to biodiversity, since the

effects of organic management can vary greatly among taxa (Feber et al., 2015; Gabriel et al., 2010). For example, different authors have described greater and more consistent effects of farming system for plants and bees and less direct responses for earthworms, spiders, and carabid beetles (Fuller et al., 2005; Schneider et al., 2014). It has also been found that organic farming can affect negatively predatory groups such as carabids (Birkhofer et al., 2014).

Additionally, the effects of farming system on biodiversity might vary strongly depending on the composition and configuration of the surrounding landscapes, with greater benefits of organic farming in simple and homogeneous landscapes (Djouadi et al., 2018; Feber et al., 2015; Winqvist et al., 2012). Different taxa may also respond to the farming system at different and often multiple spatial scales due to differences in their ecological requirements or their mobility (Gabriel et al., 2010).

It has been reported that responses of biodiversity to farming system vary among locations, and it is expected to be found that the effects of organic farming on biodiversity differ across regions due to differences in land-use intensity, management practices, local climatic factors, soil conditions, or organism composition (Entling et al., 2007; Kehinde et al., 2018; Winqvist et al., 2012). For example, Kehinde et al. (2018) found that bee abundance shows a regional specific response to the effects of vineyard management, and that organic vineyards support greater bee abundance in Italy but not in South Africa. Similarly, Happe et al. (2019) observed that organic management of apple orchards can enhance the abundance of some predatory groups depending on country, with different responses among Germany, Sweden, and Spain.

The crop type can also determine the way in which biodiversity responds to the farming system. In Tuck et al.'s study (2014), the authors found that the different crop types evaluated showed varying responses to farming system in terms of biodiversity, with large positive effects of organic farming on cereals and mixed farming, and moderate positive effects for grassland, orchards, and vegetable crops.

1.4. Arthropods as a functionally important component of biodiversity in agroecosystems

Biodiversity in agroecosystems is determined by the diversity of crops, weeds, microorganisms, or arthropods and other animals involved, and depends on factors such as geographical location, climate, edaphic features, human activity, or socioeconomic aspects (Altieri and Nicholls, 2004). According to these authors, two different components of biodiversity can be distinguished in agroecosystems (Fig. 4). The first component, planned biodiversity, includes the biodiversity added to the agroecosystem by the farmer (e.g. cropped plants), which will vary according to the management practices and the spatial and temporal arrangements of crops. The second component, associated biodiversity, includes all flora and fauna that colonize the agroecosystem from surrounding environments and that will depend on agroecosystem management and structure.

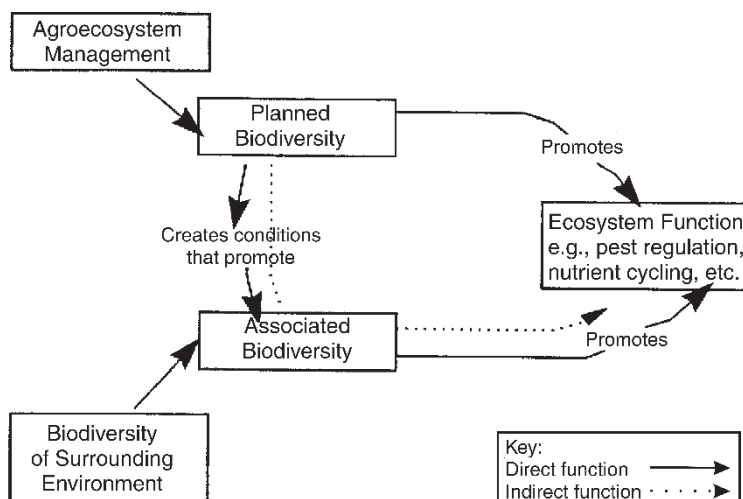


Figure 4. Relationships between planned biodiversity and associated biodiversity and how the two promote ecosystem function (Altieri and Nicholls, 2004).

Arthropods are a highly diverse group of animals which have received considerable attention because their population management has important implications for agricultural productivity, i.e. main crop pests, natural enemies, and pollinators (Garratt et al., 2017; Vasseur et al., 2013).

1.4.1. Pollinators

By promoting plant reproduction, pollinators perform an essential function in the ecosystem that supports most of worldwide plant diversity, associated organisms, and an important fraction of global agriculture (Ollerton et al., 2017). More than 85% of all flowering plants as well as more than 70% of the main agricultural crops depend on insect pollination for seed and/or fruit development (Klein et al., 2007; Ollerton et al., 2011). The most diverse group of pollinators are Lepidoptera, more than twice as diverse as the next most diverse groups, the Coleoptera and Hymenoptera. Diptera is the least diverse among the four main orders of pollinating insects (Table 1). Although the evidence of their importance as pollinators is limited, it has been suggested that the role of dipterans might be larger than previously realized; 71 families of Diptera contain flower visitors, and Diptera are regular visitors to at least 555 plant species, including over 100 cultivated plant species (Orford et al., 2015).

Table 1. Estimated described species richness of the major groups of arthropod pollinators. Modified from Ollerton (2017).

Taxon	Estimated number of pollinating species in the major groups
Lepidoptera	141,600
Coleoptera	77,300
Hymenoptera	70,000
Diptera	55,000
Thysanoptera	1,500
Hemiptera	1,000
Collembola	400
Blattodea	360
Neuroptera	293
Trichoptera	144
Orthoptera	100
Mecoptera	76
Psocoptera	57
Plecoptera	37
Dermaptera	20
Crustacea (mainly Isopoda)	11

For their part, beetles, considered the most primitive pollinators, are crucially important in the pollination of cultivated and wild plants; 34 families of flowering plants contain at least one primarily beetle-pollinated species (Footitt and Adler, 2017).

Among insect pollinators, bees are considered the most important group due to their morphological features (often large and hairy bodies that allow them to carry large amounts of pollen), their high abundance, and their complete dependence on floral resources (Klein et al., 2018); and the Mediterranean is one of the regions harboring the greatest bee diversity worldwide (Michener, 2007). As described by Torné-Noguera et al. (2014), most bee species build nests and provision them with pollen and nectar as food for their larvae, with different species using different nesting substrates and pollen sources. Depending on their pollen specialization, bees can be polylectic (when collecting pollen from many unrelated plant families), oligolectic (if they collect pollen from a single plant family), or monolectic (when pollen is collected from a single plant genus). Additionally, bees can be classified into several guilds based on their nesting habits: miners excavate holes in the ground, being dominant in many open habitats (e.g. Andrenidae and Melittidae species); carpenters excavate their own nests in woody substrate (e.g. the genera *Xylocopa* and *Ceratina* within the Apidae); masons establish their nests in pre-existing cavities, which may be pithy or hollow plant stems, small rock cavities, abandoned insect burrows, or even snail shells (i.e. family Megachilidae); social nesters use larger pre-existing cavities to build large social nests (i.e. honeybees, bumblebees, and stingless bees within the family Apidae); kleptoparasites parasitize the nests of other bees instead of constructing their own (this guild involves several families) (Potts et al., 2005). The high mobility of these organisms is determinant for the fact that the entire habitat complex of a bee species very often consists of a patchwork of several partial habitats, each of them containing one of the required resources (nest site or foraging site), that may be found in the same locality or may be dispersed across the landscape (Kremen et al., 2007; Westrich, 1996; Zurbuchen et al., 2010).

It is well established that pollinators, including bees, flies, beetles, moths, butterflies, wasps, and ants, among others, provide an essential service in agricultural systems that secure and improve crop production, being an important component of the

global economy (Gallai et al., 2009; Potts et al., 2010; Pufal et al., 2017; Rader et al., 2015; Robertson and Swinton, 2005).

1.4.2. Natural enemies

The regulation of arthropod pests involves a diversity of arthropod natural enemies (i.e. predators and parasitoids). Adequate knowledge concerning the condition of natural enemy populations is deemed crucial since under a situation of imbalance between a system and its natural enemies, pest populations can explode, producing serious negative consequences; to achieve successful biological control, a diverse array of species, including both predators and parasitoids, might be necessary (Footitt and Adler, 2017).

The role of parasitoids

Parasitoid species exhibit remarkable biological and taxonomic diversity, being distributed among seven different orders of Holometabola: Coleoptera, Lepidoptera, Diptera, Neuroptera, Strepsiptera, Trichoptera, and Hymenoptera. According to Footitt and Adler (2017), in terms of their overall contribution to parasitoid biodiversity, Diptera (specifically Phoridae and Tachinidae) and Hymenoptera deserve special attention, the latest exhibiting by far the greatest species diversity (more than 80% of all parasitoid species described) and numerical abundance; these groups contain among 74,000 described species, although it is estimated that the number could be over 670,000 morphologically distinct species (Table 2). Additionally, the Tachinidae and Hymenoptera are easily the most important groups in agroecosystem pest management.

Parasitoids can attack all living stages of hosts, although eggs and immature stages are the most commonly used, and only parasitoid larvae act as the parasitic stage (Footitt and Adler, 2017). Additionally, an extremely broad spectrum of arthropods can act as hosts, including hemipterans, psocopterans, thysanopterans, orthopterans, dipterans, coleopterans, lepidopterans, mites, or spiders (Gauld and Bolton, 1998; Triplehorn and Johnson, 2005). The presence of alternative hosts and pollen and nectar resources may increase parasitoid populations, resulting in improved pest control that can significantly impact agriculture industry (Bianchi et al., 2006; Samaranayake and Costamagna, 2018).

Table 2. Described and estimated species of parasitoids. Modified from Footitt and Adler (2017).

Taxon	Described species	Estimated species
Neuroptera	50	50
Trichoptera	10	10
Lepidoptera	11	11
Strepsiptera	10	10
Coleoptera	1,600	1,600
Diptera	15,600	50,600
Tachinidae	9,989	20,000
Phoridae	3,657	20,000–25,000
Hymenoptera	60,000	630,000
Ichneumonidae	23,331	60,500
Braconidae	17,605	20,000–25,000
Platygastroidea	4,022	10,000
Cynipoidea	2,827	25,000
Chalcidoidea	22,000	375,000–500,000
<i>Total</i>	<i>77,000</i>	<i>680,000</i>

The importance of predators

Predators provide a key ecosystem service of value to humans by regulating herbivores in agricultural systems (Snyder et al., 2006). Among predators, several groups of arthropods can be distinguished, many of them exhibiting different foraging strategies that can lead to complementarity and thus improved predation rates with growing taxonomic diversity (Bianchi et al., 2006; Snyder et al., 2006). Concerning strategy, specialist predators, such as some predatory mites or coccinellids, have been shown as effective biocontrol agents; however, it has been also evidenced that generalist predators can suppress pests in several agroecosystems due to their ubiquitous occurrence, high density (relative to that of pests), and high functional response (Pekár et al., 2015).

Different families of predatory beetles are known to play major roles as biocontrol agents. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) are polyphagous predators that represent a dominant component of beneficial arthropods in agroecosystems, where they can kill and consume pests (Albertini et al., 2017; Kromp, 1999); their dispersal ability can positively affect their effectiveness as biocontrol agents, since they can rapidly migrate to high prey-density areas and can persist in non-cropped areas during pest scarcity or absence (Albertini et al., 2017). Beetles in the family Staphylinidae are generalists or occasionally

act as specialist predators that are also abundant in agroecosystems, where they provide biocontrol services to agriculture by suppressing populations of diverse arthropods, such as spider mites, aphids, or other insect pests (Betz et al., 2018). Coccinellids are important biocontrol agents within which a range of species show high prey specificity (e.g. some species are specialists that feed on aphids associated with particular plants; ladybeetles of the genus *Stethorus* are specialized predators of phytophagous mites and can be important for tetranychid pest control), whereas species that dominate their assemblages are mainly generalists (Michaud et al., 2012). Their ability to feed on alternative prey after multiplying their numbers in aphid outbreaks increases the capacity of these generalist coccinellids to persist in agroecosystems (Michaud et al., 2012).

Within dipterans, there are also predatory families considered key natural enemies in agroecosystems, including Syrphidae (hoverflies), Asilidae (robberflies), Dolichopodidae (long-legged flies) or Empididae (dance flies) (see Rega et al., 2018). For example, hoverflies (Diptera: Syrphidae) with zoophagous larvae (Syrphinae) are common natural enemies of aphids in arable crops (van Rijn and Wäckers, 2016), whereas dipterans in the family Dolichopodidae have been recorded to prey on other dipterans, leaf-miner flies, leafhoppers, thrips, whiteflies, mites, or also on aphids (Cicero et al., 2017).

Earwigs, *Forficula auricularia* L. (Dermaptera: Forficulidae), are omnivorous insects that can act as important predators in different crops (Frank et al., 2007; Moerkens et al., 2009). They are capable of suppressing outbreaks of pest species, such as pear psyllid, different aphid species, scale insects, or the leafroller *Epiphyas postvittana* Walker, maintaining it below economic thresholds (Moerkens et al., 2009). Earwigs therefore may play an important role in pest management, although the variability in their population densities makes their success as a biocontrol agent have a certain degree of unpredictability (Moerkens et al., 2010).

Heteroptera represent an important part of the global insect fauna in many crops, some of them (e.g., anthocorids, nabids, and some mirids) actively participating as biological control agents against a wide range of agricultural arthropod pests due to their predatory condition (Fauvel, 1999; Musolin et al., 2004). For example, some mirids have been shown as important predators of tetranychid mites, leafhoppers, and aphids, while

certain anthocorid species play a significant role in the biological control of aphids, whiteflies, lepidopterans, dipterans, or mites (see Fauvel, 1999; Martínez-García et al., 2018; Mirhosseini et al., 2019; Van de Veire and Degheele, 1992).

Green lacewings of the family Chrysopidae are predatory insects which exhibit a high potential as biological control agents in agroecosystems since they feed on a range of arthropod pests (i.e. mites and small phytophagous insects such as aphids, scales, leafhoppers, whiteflies, psyllids, thrips, or eggs and larvae of lepidopterans) and may supplement their diets with non-prey food resources such as pollen and nectar (Garzón et al., 2015; Resende et al., 2017). Lacewings can inhabit a wide range of agricultural habitats and are considered key generalist biological control agents (Garzón et al., 2015).

Mites in the family Phytoseiidae are fast-moving, active hunters, feeding mostly on mites but also on small insects, nematodes, and fungi. They are recognized as effective biocontrol agents in agricultural systems and considered the most important plant inhabiting predatory mites, owing to their success in controlling spider mites, other mites, and thrips (Thysanoptera). Additionally, other mite families are known to have an adverse effect on pest numbers and/or to reduce their damage (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003). For example, the Bdellidae and Cunaxidae mites are active, fast-running hunters that attack small arthropods on diverse crops; anystids are generalist predators living both on the soil and in the canopy that feed on any small arthropods, including many mites as well as thrips (Thysanoptera), leafhoppers (Cicadellidae), aphids (Aphididae), or small butterfly caterpillars (Lepidoptera) (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003). Stigmaeids live on plants and in the soil, often feeding on the eggs and sessile forms of tetranychid, tenuipalpid, and other mites that infest commercial crops in many parts of the world (Gerson et al., 2003). The larvae of the Trombidiidae and Erythraeidae are parasites of various arthropods, including insects and spiders, whereas their postlarval stages are predators that forage in the soil or on plants, feeding on a variety of arthropods, including pests of many economic crops (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003).

Spiders as a group of predators of special interest

Due to their predatory role, spiders can profoundly affect the dynamics of prey populations and the structure of prey communities (Wise, 1993). The presence of spiders on plants can decrease herbivory on these plants since they often consume insect herbivores (Vasconcellos-Neto et al., 2017). This condition, together with their wide occurrence in agroecosystems, makes spiders excellent biological control agents of pests (Sunderland and Samu, 2000; Vasconcellos-Neto et al., 2017; Wise, 1993). Spider species differ in timing of predation (diurnal or nocturnal habits or different seasons) and foraging behavior (web builders or active hunters) (Cardoso et al., 2010; Dias et al., 2010; Sunderland and Samu, 2000). A wide variety of web types and foraging modes can be found in this predatory group (Fig. 5).

Among the webs, there is a diversity of architectures ranging from two-dimensional planar horizontal or vertical orb webs to three-dimensional sheet webs and cobwebs, and highly modified webs, or webs comprising a few capture threads (Blamires et al., 2017). Amidst active hunters, there are, for example, some spiders, such as the jumping spiders (Salticidae), that pursue their prey whereas others, such as the spiders of the family Thomisidae, are sit-and-wait hunters that remain motionless on vegetation, especially on flowers (Vasconcellos-Neto et al., 2017). Additionally, hunting spiders can be further divided according to the vertical stratum preferred (ground or vegetation) (Cardoso et al., 2010). The modern concept of guild, which constitutes a fundamental aspect of ecological communities, was established in a study of avian niche exploitation patterns as “a group of species that exploit the same class of environmental resources in a similar way”, being later extended to the arthropod fauna (Root, 1973). Consequently, according to the different strategies used to capture prey, spiders can be classified into guilds which may be composed of potentially competing species: stalkers, ambushers, orb weavers, space-web builders, sheet-web builders, ground runners, and foliage runners (Uetz et al., 1999).

Spider species certainly differ in their prey preference (Sunderland and Samu, 2000). Weaver spiders catch primary flying insect prey (Blamires et al., 2017), whereas hunting spiders belonging to the stalker, ambush, and foliage-runner guilds feed frequently

on herbivorous insects closely associated to the vegetation (Vasconcellos-Neto et al., 2017).

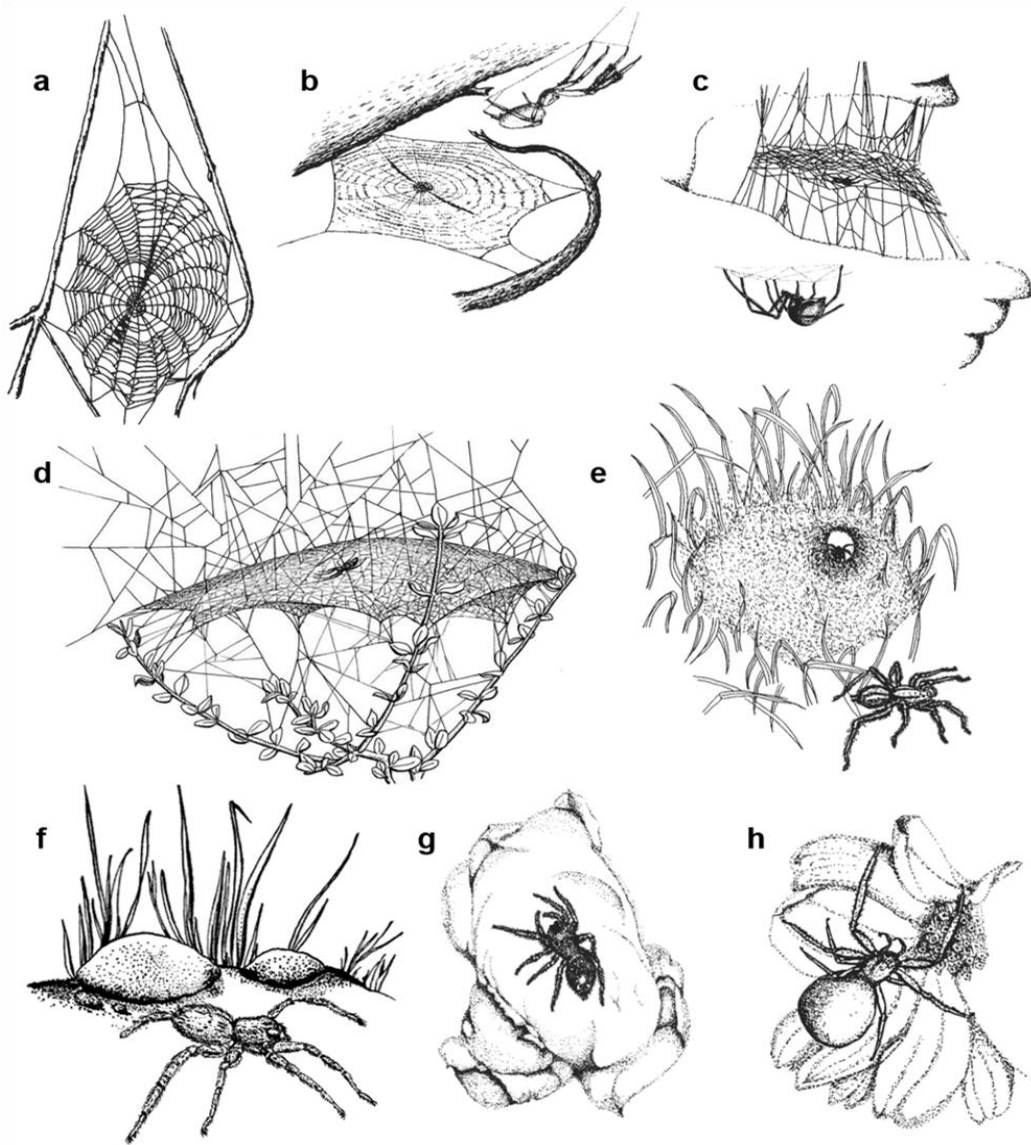


Figure 5. Different foraging behaviors among spiders: (a) orb web of the family Araneidae; (b) Uloboridae spider with its horizontal orb web; (c) space-web weaver of the family Theridiidae; (d) Linyphiidae spider hanging under its horizontal sheet web; (e) funnel-web spider of the family Agelenidae; (f) ground-running spider (Lycosidae); (g) stalker spider (Salticidae); and (h) crab spider (Thomisidae) waiting in ambush on a flower. Modified from Wise (1993) and Foelix (2011).

Some spider species are euryphagous, whereas other species are stenophagous or even monophagous (Cardoso et al., 2010). There are, for example, spiders specialized in feeding on nectar or in preying upon ants or other spiders; on the other hand, euryphagous species do not just eat anything, and factors such as ontogeny may influence spider diet, conditioning prey taxa, diversity, and size (Willemart and Lacava, 2017). In addition, cannibalism (occurring primarily in hungry individuals and more often involving juveniles) and sexual cannibalism can also be observed (Willemart and Lacava, 2017). All these variations in prey preference, foraging methods, and timing of predation seem to be complementary, so the presence of multi-species assemblages, including spiders belonging to different families, with different hunting strategies, phenology, and size, would significantly increase pest control efficiency (Sunderland and Samu, 2000; Vasconcellos-Neto et al., 2017; Wise, 1993).

It is well established that the physical structure of the environment strongly influences habitat selection by spider species, and consequently conditions the composition of spider communities (De Souza and Martins, 2005; Heikkinen and McMahon, 2004; Loomis et al., 2014; Rypstra, 1999, 2007; Spears and McMahon, 2012; Uetz, 1991). Given their sensitivity to environmental structure, spiders are likely to be excellent organisms with which to examine questions about the ecological role of habitat structure (Uetz, 1991). The strong relationship between spider assemblages and habitat structure has led to the proposal of this group as an indicator to detect human disturbance (Marc et al., 1999). Spiders have also been used as bioindicators of disturbances as a consequence of human activities related to agricultural practices. The application of agrochemicals (e.g. acaricides, insecticides, fungicides, or herbicides) has negative lethal and sublethal effects on spiders (Pekár, 2012), and can thus reduce the population density and reproductive rate of spiders, as well as promote their migration and affect their feeding performance and predation capability (Benamú et al., 2017). Given their abundance in agroecosystems and their sensitivity to several agrochemicals, spiders have been proposed as a suitable model to evaluate the negative effects of these management practices on natural enemies (Benamú et al., 2017).

1.4.3. The importance of assessing biodiversity from different approaches

Landscape features, management practices, resource distributions, and competition and predation are all filters that may affect local communities when they are assembled, determining not only their composition but also their functional structure according to species-specific ecological characteristics (Schweiger et al., 2005). Consequently, in addition to the traditional taxonomic indicators, a functional approach can be also applied, which may give information on how the organisms are morphologically and functionally structured in the community and how they behave, what they do in ecosystems, and which functional traits are selected or filtered out in the face of a disturbance (Podgaiski et al., 2013; Storkey et al., 2013; Williams et al., 2010).

From a taxonomical perspective, a family-level approach allows the assessment of broader community trends and enables the detection of critical factors for both richness and community structure, allowing the comparison of different areas at a local scale (González et al., 2015). On the other hand, ecological characteristics can in some cases be easier to assess than population demographic variables, and this fact, together with their high association with different environmental variables and their consistence among populations of a particular taxa, makes the assessment of ecological characteristics a valuable approach (Williams et al., 2010). Many of the species-specific ecological characteristics according to which the functional structure of a community is established are related to traits such as body size, trophic guild, or feeding behavioral characteristics (Podgaiski et al., 2013; Tscharntke and Brandl 2004).

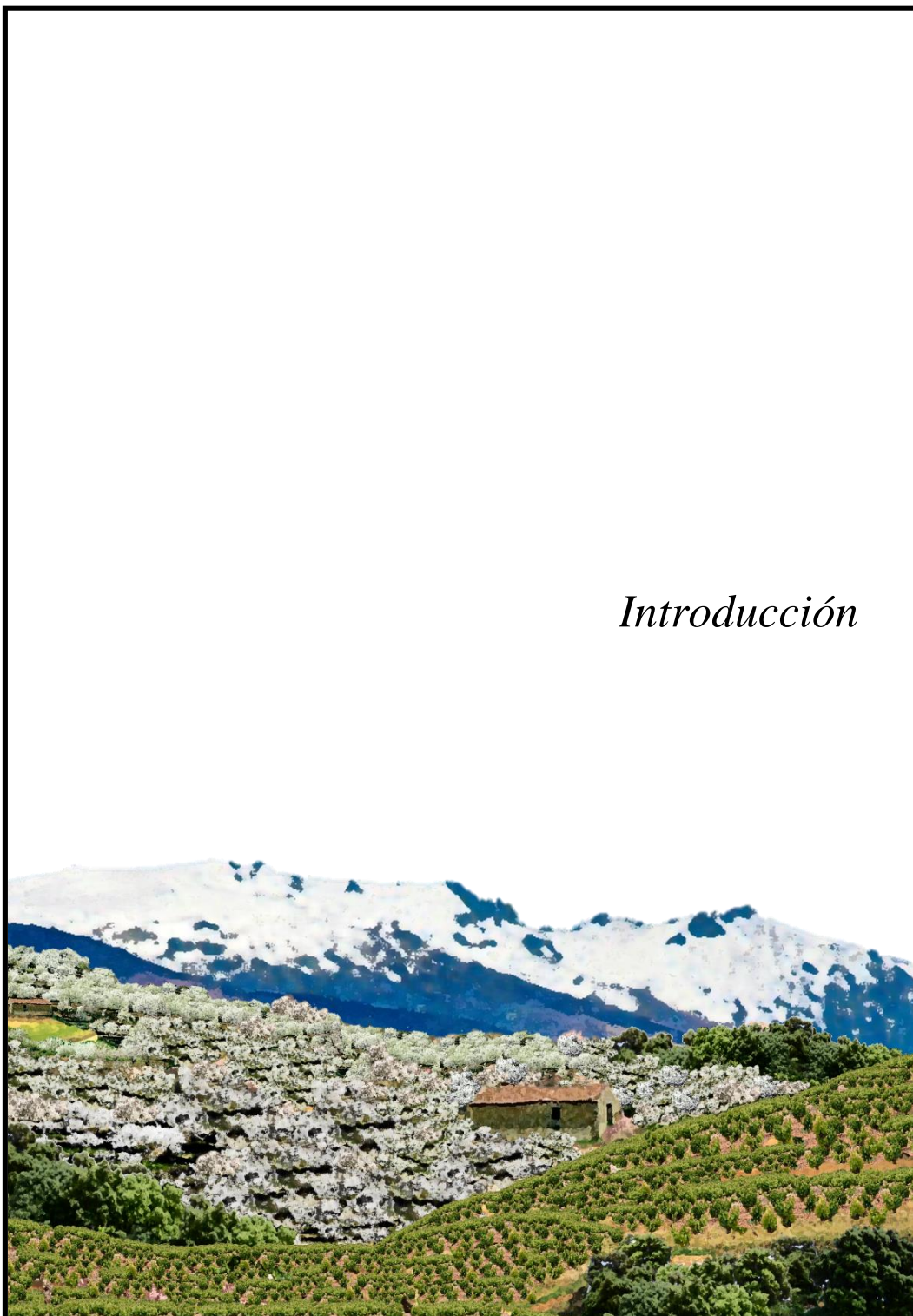
The distribution of body sizes and trophic guilds within a community is expected to reflect the effect of environmental factors on functional processes (Molina et al., 2016; Schweiger et al., 2005; Winfree et al., 2007). Particularly, body size is a factor that determines the scale at which the organisms perceive their environment, as well as their spatial niche, dispersal ability, relationships with other members of the ecological network, growth rate, and productivity, or their sensitivity to anthropogenic disturbances (Williams et al., 2010; Woodward et al., 2005; Zurbuchen et al., 2010).

1.5. Aims of the thesis

Within the framework of sustainable agriculture, the main focus of this thesis is to define the role of ecological infrastructures and the value of organic farming in supporting beneficial arthropod communities in Mediterranean traditional agroecosystems. Specific goals are:

1. To develop a reliable tool that allows easy evaluation of the ecological quality of woodland patches, hedges, and grass strips associated with Mediterranean vineyard agroecosystems (Chapter 2).
2. To analyze the extent to which the type of ecological infrastructure remaining in vineyard agroecosystems (woodland hedges, rosaceous hedges, grass strips, and flower strips) shapes beneficial arthropod communities, including predators, parasitoids, and pollinators (Chapter 3).
3. To investigate, across three levels (taxon, guild, and body-size group), how spiders, as a functionally important taxon sensitive to human disturbance, are related to different types of ecological infrastructure, in Mediterranean vineyard agroecosystems (woodland hedges, rosaceous hedges, grass strips, and flower strips) (Chapter 4).
4. To examine the beneficial arthropod community in order to disentangle the extent to which predators, parasitoids, and pollinators are conditioned by both farming system (organic vs conventional management) and topographic features (hillside aspect) in Mediterranean cherry orchards (Chapter 5).
5. To evaluate whether spider abundance and richness as well as the distribution of body-size classes are influenced by the farming system and the aspect of the hillside in which the cherry orchard is located, as well as how these factors rule spider guild distribution and determine the individual body size within them (Chapter 6).

Introducción



1.1. Los agroecosistemas: características generales y sostenibilidad

Las áreas agrícolas constituyen el bioma más extenso del planeta y, por lo tanto, resultan condicionantes para una alta proporción de la diversidad biológica global (Hof and Bright, 2010; Ramankutty et al., 2018; Tschardt et al., 2005). Aproximadamente el 38% de la superficie terrestre a nivel mundial se dedica a fines agrícolas, y en Europa ocupa casi la mitad de la superficie de sus estados miembros (European Commission, 2017) (Fig. 1).

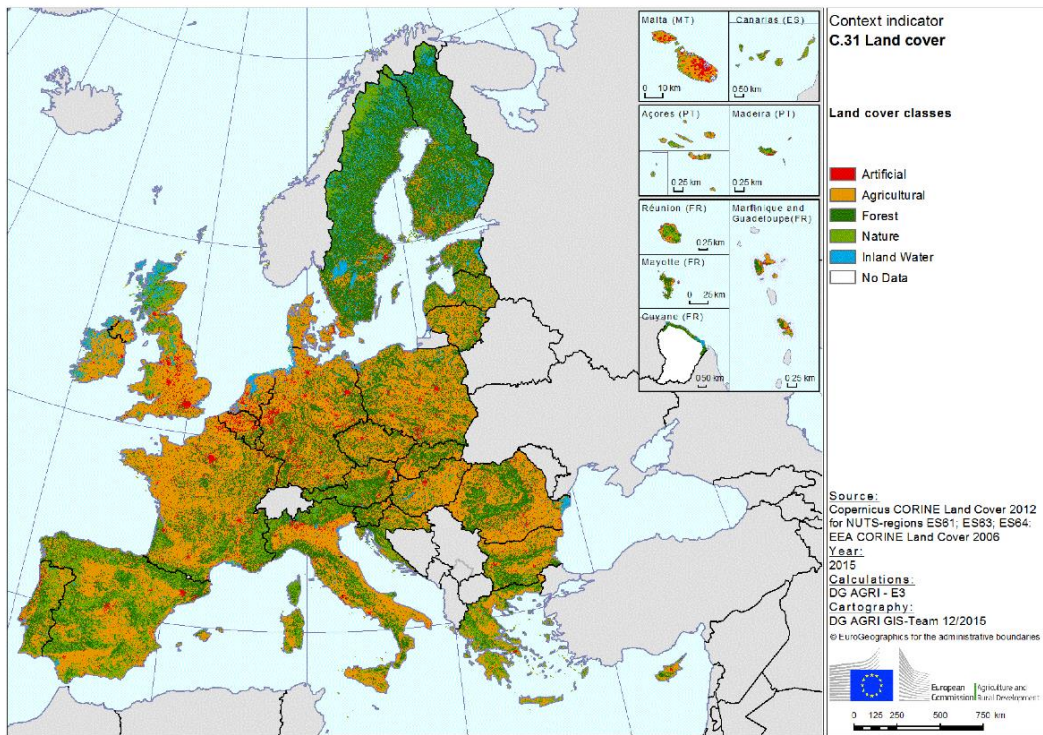


Figura 1. Datos obtenidos del proyecto europeo Corine Land Cover (2012) para las clases de cobertura terrestre en los países de la Unión Europea: artificial (rojo), zonas agrícolas (amarillo), zonas de bosque (verde oscuro), zonas naturales (verde claro) y aguas continentales (azul) (European Commission, 2017).

Durante las últimas décadas ha tenido lugar un proceso de expansión e intensificación de la agricultura que ha conducido, por un lado, a una homogeneización de los sistemas agrícolas a nivel local y paisajístico, lo cual implica una reducción de la diversidad de cultivos, un aumento del tamaño de las parcelas y una importante pérdida de

hábitats naturales y seminaturales; y por otro lado, a un incremento del uso de pesticidas y fertilizantes químicos así como un aumento del grado de mecanización (Bianchi et al., 2006; Geiger et al., 2010; Persson et al., 2010). La intensificación agrícola surge de la necesidad de aumentar la producción agrícola para satisfacer la creciente demanda mundial de alimentos, fibra o combustible (Sandhu et al., 2010). Como consecuencia, los agroecosistemas modernos se han transformado mayoritariamente en sistemas inestables que requieren de constantes intervenciones, ya que presentan un mayor grado de vulnerabilidad ante plagas y enfermedades, así como a la salinización, la erosión del suelo o la contaminación de los sistemas hídricos (Altieri and Nicholls, 2004). Numerosas evidencias han identificado estos cambios en el manejo agrícola como la principal causa de pérdida de biodiversidad (Feber et al., 2015; Sánchez-bayo and Wyckhuys, 2019; Tschamntke et al., 2005), y existe una creciente preocupación por las consecuencias que esta pérdida pueda tener para el funcionamiento de los ecosistemas, la prestación de servicios ecosistémicos y el bienestar humano (Balvanera et al., 2006).

Sin embargo, no todas las formas de agricultura conducen a esta importante simplificación de la biodiversidad. El paisaje en Europa refleja siglos de interacción entre la humanidad y el medio ambiente, y gran parte del valor biológico actual ha sido creado y se mantiene gracias a los sistemas agrícolas tradicionales, que involucran prácticas de manejo sostenibles y que generalmente están bien integrados con el medio (Bignal and McCracken, 2000). La tendencia de los paisajes agrícolas tradicionales a mantener remanentes de vegetación natural o seminatural y una alta heterogeneidad de coberturas, así como parcelas de cultivo de pequeño tamaño y prácticas de manejo tradicionales, hace que estos agroecosistemas conserven elevados niveles de biodiversidad y sean altamente sostenibles (Altieri, 2004; Altieri and Nicholls, 2004; Fischer et al., 2012).

A pesar de que en algunas regiones, incluyendo las áreas mediterráneas, aún se conservan sistemas agrícolas tradicionales, muchos de estos sistemas han sido abandonados o convertidos a formas de uso del suelo más intensivas, que proporcionan una mayor rentabilidad desde el punto de vista económico (Atauri and de Lucio, 2001; Bignal and McCracken, 2000; González-Bernaldez, 1991; Nielsen et al., 2011; Petanidou and Lamborn, 2005; Ponti et al., 2016). El abandono de las áreas agrícolas se produce

cuando las actividades tradicionales no logran generar un adecuado flujo de ingresos económicos y no resulta posible ajustar este flujo de recursos a través de cambios en las prácticas agrícolas (MacDonald et al., 2000). Sin embargo, el mantenimiento de los paisajes agrícolas tradicionales constituye una prioridad a la hora de amortiguar la pérdida de biodiversidad en la Unión Europea, ya que son sistemas de alto valor natural que brindan algunas de las mejores oportunidades que todavía quedan para la conservación de la biodiversidad (Fischer et al., 2012; Strohbach et al., 2015).

1.2. El papel ecológico de la biodiversidad en los agroecosistemas

En los sistemas agrícolas, la biodiversidad no solamente es responsable de producir animales y plantas de valor en términos de abastecimiento, sino también de proveer servicios ecosistémicos adicionales a la producción de alimentos, fibra o combustible (Altieri and Nicholls, 2004). Los servicios ecosistémicos se definen como los beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas, y se clasifican en cuatro categorías principales: "servicios de abastecimiento" (p. ej. producción de alimentos), "servicios de regulación" (p. ej. purificación del aire), "servicios culturales" (p. ej. posibilidades de actividades recreativas) y "servicios de apoyo" (es decir, servicios que sustentan todos los servicios anteriores, por ejemplo, el ciclo de nutrientes) (Busch et al., 2012). Otros ejemplos de servicios ecosistémicos incluyen procesos como la prevención de la erosión del suelo, la detoxificación de sustancias químicas nocivas, la captura de carbono, el control del microclima local, la regulación de los procesos hidrológicos a nivel local, el control biológico de plagas, malas hierbas y enfermedades o la polinización de los cultivos (Sandhu et al., 2010).

Sin embargo, los servicios ecosistémicos están sufriendo una dramática degradación a causa de la simplificación biológica y el deterioro de los sistemas ecológicos subyacentes que los generan, y esta degradación puede constituir una seria amenaza no solo para la calidad de vida, sino también para la sostenibilidad económica (Daily, 2000; Sandhu et al., 2010). Estos servicios de los ecosistemas no solo están involucrados en el bienestar humano, sino que también se ha demostrado que tienen un elevado valor económico, ya que proporcionan importantes beneficios a muchos sectores de la economía global (Gallai et al., 2009; Samaranayake and Costamagna, 2018). En los agroecosistemas, la pérdida de

estos servicios naturales lleva a la necesidad de suministrar aportes externos a los cultivos, ya que el deterioro de los componentes funcionales reguladores básicos hace que estos sistemas pierdan la capacidad de promover por sí mismos procesos como la polinización, la regulación de plagas o el mantenimiento de la fertilidad del suelo (Altieri, 1999; Melathopoulos et al., 2015). Debido a esto, implementar la biodiversidad funcional asociada a los agroecosistemas constituye una estrategia ecológica esencial para garantizar la productividad agrícola y la seguridad alimentaria (Altieri, 1999; Balzan et al., 2014), ya que los servicios ecosistémicos son en su mayor parte biológicos y, por lo tanto, el mantenimiento de la diversidad biológica resulta clave para asegurar su persistencia (Daily, 2000).

1.3. Hacia una agricultura sostenible

La actual situación de amenaza global a la biodiversidad, unida a la creciente preocupación por la sostenibilidad a largo plazo de los agroecosistemas, ha llevado al desarrollo de medidas entre las que se incluye el mantenimiento de áreas de interés ecológico, tales como hábitats no cultivados, o la promoción de prácticas agrícolas más respetuosas con el medio ambiente, como el cultivo ecológico (Altieri, 1999; Bianchi et al., 2006; Froidevaux et al., 2017; Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Landis et al., 2000; Porcel et al., 2018; Rahmann, 2011). Los paisajes agrícolas se encuentran habitualmente conformados por un mosaico de cultivos, infraestructuras humanas (p. ej., carreteras, caminos) y hábitats seminaturales y naturales (Marshall and Moonen, 2002). Se ha demostrado que estas áreas no cultivadas actúan como reservorios de biodiversidad, dando soporte a taxones funcionalmente importantes, que se dispersan hacia los hábitats cultivados, donde brindan servicios ecosistémicos fundamentales para el sustento de la producción agrícola a escala local y paisajística (Garratt et al., 2017). Por su parte, el cultivo ecológico adopta medidas de manejo respetuosas con la vida silvestre orientadas a potenciar la biodiversidad, medidas que favorecen a un amplio rango de taxones, incluidos grupos que resultan importantes desde el punto de vista funcional (Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Porcel et al., 2018; Rahmann, 2011).

1.3.1. Infraestructuras ecológicas

Las infraestructuras ecológicas son elementos no cultivados, tales como parches de bosque, setos, bandas herbáceas, bandas de flores silvestres, áreas ruderales, etc., que están presentes en la propia parcela de cultivo o en un radio de aproximadamente 150 m, y que tienen un valor ecológico para dicho cultivo (Boller et al., 2004). Desde una perspectiva funcional, Boller et al. (2004) dividen la red de infraestructuras ecológicas en (i) hábitats permanentes de gran tamaño, que son superficies extensas de pastizales, bosques o áreas ruderales que constituyen hábitats permanentes para la biodiversidad; (ii) *stepping stones*, hábitats de menor tamaño, como parches de bosques o charcas, capaces de mantener poblaciones de forma temporal; y (iii) corredores, elementos lineales tales como setos, bandas herbáceas, bandas de flores o caminos que facilitan el movimiento de las especies. Al margen de esta clasificación, las funciones de las infraestructuras pueden superponerse y variar de acuerdo con los requerimientos de las especies particulares.

Desde una perspectiva composicional, Boller et al. (2004) establecen diferentes tipos de infraestructuras ecológicas, incluyendo:

- Parches de bosque: microhábitats altamente diversificados y bien estructurados, de al menos 30 metros cuadrados, compuestos por agrupaciones de arbustos acompañados o no por árboles.
- Setos: elementos lineales de pocos metros de ancho y al menos 10 m de longitud, constituidos por especies locales de arbustos y/o árboles.
- Bandas herbáceas: elementos lineales permanentes formados por especies herbáceas, entre los que se incluyen bandas de amortiguación y bordes de cultivo.
- Bandas de flores silvestres: elementos lineales perennes de al menos 3 m de ancho, compuestos por especies locales de plantas con flor que ofrecen un suministro diversificado de recursos florales como polen y néctar.

Estos elementos proporcionan una amplia variedad de recursos, tales como áreas de nidificación, refugio e hibernación, fuentes alternativas de polen y néctar o variedad de hospedadores y presas, lo cual hace que mantengan altos niveles de biodiversidad y beneficien a distintos taxones funcionalmente importantes (Boller et al., 2004; Campbell

et al., 2017; Garratt et al., 2017; Lefebvre et al., 2017; Rundlöf et al., 2018; Rusch et al., 2010; Tschumi et al., 2016).

Sin embargo, la distribución, configuración y calidad de estas infraestructuras ecológicas determinan en gran medida su grado de contribución en la mejora de la biodiversidad funcional (Boller et al., 2004; Dainese et al., 2015; Garratt et al., 2017; Manhoudt and De Snoo, 2003). De este modo, la evaluación de la calidad ecológica de las infraestructuras se convierte en un proceso esencial para el que el desarrollo de herramientas prácticas de evaluación se considera fundamental. La calidad ecológica se refiere al potencial que tiene una infraestructura ecológica para albergar biodiversidad funcional, definida como aquellos componentes de la biodiversidad que resultan útiles de manera directa para los agricultores (Boller et al., 2004). La selección de indicadores adecuados de calidad ecológica es esencial para el desarrollo herramientas de evaluación eficientes.

Según Hunter et al. (2016), la indicación ecológica se define como "el empleo de un proceso o elemento (por ejemplo, una especie, un ecosistema o un factor abiótico) para representar otro aspecto de un sistema ecológico". Estos autores, dependiendo de la naturaleza de los objetivos planteados, distinguen entre (i) *indicator surrogacy*, un tipo de indicación que proporciona información sobre aspectos de un sistema ecológico, y (ii) *management surrogacy*, utilizada principalmente para facilitar el cumplimiento de objetivos de gestión (p. ej. especies paraguas). Adicionalmente establecen que es posible emplear distintos tipos de componentes ecológicos como estimadores, incluyendo especies, ecosistemas, procesos ecológicos, factores abióticos y factores genéticos. Por ejemplo, dentro del uso de especies como estimadores, con frecuencia se emplea la riqueza de especies de un determinado taxón para estimar la riqueza de especies de un taxón diferente o para evaluar el estado de un ecosistema (Fleishman et al., 2006); también es común utilizar especies indicadoras como estimador de perturbaciones ecológicas (Hunter et al., 2016). Dentro de los ecosistemas, la superficie, la configuración espacial, la conectividad o la estructura de la vegetación, son características comúnmente evaluadas como indicadores de la condición general del ecosistema (Hunter et al., 2016; Noss, 1990).

Generalmente resulta necesario combinar distintos tipos de indicadores para representar de manera efectiva a otros taxones o para lograr reflejar correctamente determinados cambios ecológicos (Dale and Beyeler, 2001; Maleque et al., 2009). Adicionalmente, dado que el objetivo de la indicación es reducir la cantidad de tiempo, recursos económicos y datos, necesarios para evaluar diferentes aspectos de los sistemas ecológicos, es esencial seleccionar estimadores que puedan ser monitoreados con un coste razonable y que puedan emplearse en estrategias de conservación (Dale and Beyeler, 2001; Favreau et al., 2006; Lewandowski et al., 2010; Samways et al., 2010). En términos de costes y logística, el uso de cuestionarios como medio indirecto de recopilación de datos constituye un método adecuado para abordar diferentes aspectos ecológicos, que con frecuencia requieren de la obtención de datos de alta resolución (White et al., 2005).

1.3.2. Agricultura ecológica

El cultivo ecológico es un sistema general de gestión agrícola de baja intensidad en el que la producción agrícola se sustenta en la implementación de medidas de manejo respetuosas con el medio ambiente (ver Fig. 2), entre las que se incluyen, aunque no de manera exclusiva, la rotación de cultivos, el cultivo de plantas fijadoras de nitrógeno, el uso de técnicas que fomentan el control natural de plagas y la prohibición del uso de pesticidas y fertilizantes sintéticos (Feber et al., 2015; Froidevaux et al., 2017; Tuck et al., 2014). Esta última medida de manejo es la que establece la diferencia más importante entre la agricultura ecológica y la agricultura convencional: en cultivo ecológico se evita totalmente la aplicación de fertilizantes y pesticidas químicos, productos que son ampliamente utilizados en cultivo convencional (Altieri et al., 2018).

En los últimos años se ha producido un incremento sustancial del área global dedicada a la agricultura ecológica de manera certificada, pero en 2015 este área seguía representando únicamente el 1% del total de la superficie agrícola mundial (Meemken and Qaim, 2018). En lo que respecta a la Unión Europea, en 2017 se contabilizó un total de 12,6 millones de hectáreas de tierra agrícola dedicadas al cultivo ecológico, lo que supone un 7% de la superficie total dedicada a la agricultura (Eurostat, 2017) (Fig. 3).

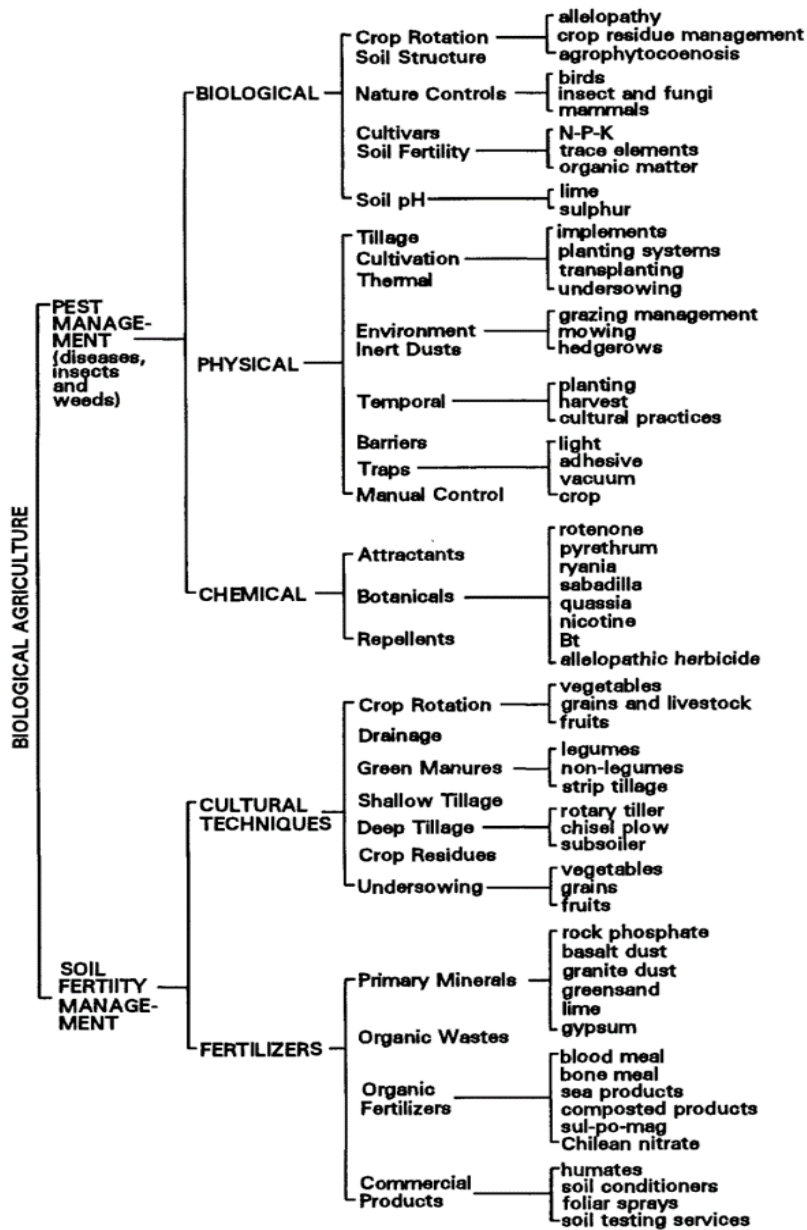


Figura 2. Prácticas de manejo implementadas en agricultura ecológica (Altieri et al., 2018).

En la Unión Europea (UE), la agricultura ecológica está regulada de acuerdo con el Reglamento del Consejo Europeo nº 834/2007, en el que se establece (artículo 3) que “la producción ecológica perseguirá los siguientes objetivos generales: (a) asegurar un sistema viable de gestión agrario que: (i) respete los sistemas y los ciclos naturales y preserve y

mejore la salud del suelo, el agua, las plantas y los animales y el equilibrio entre ellos; (ii) contribuya a alcanzar un alto grado de biodiversidad,”.

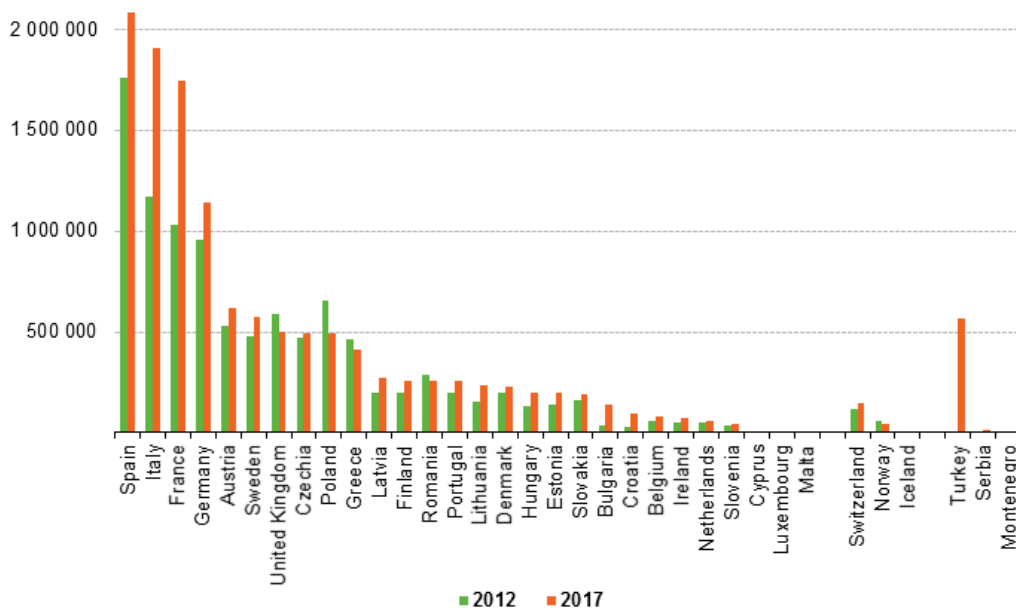


Figura 3. Superficie total de cultivo ecológico (certificado y en proceso de conversión) (ha) por país en 2012 y en 2017. No hay datos disponibles para Macedonia del Norte (2012), Islandia (2012), Montenegro (2012), Serbia (2012) y Turquía (2012). Datos preliminares para Italia (2017) y Montenegro (2017) (Eurostat, 2017).

La contribución y el impacto de la agricultura ecológica frente a la convencional se ha comparado a través de una variedad de enfoques diferentes, considerándose desde la perspectiva energética y ambiental hasta la perspectiva económica, o de las propiedades del suelo y la producción de nutrientes (Tuomisto et al., 2012). Debido a que el mantenimiento de la biodiversidad constituye uno de los principios de la producción ecológica, numerosos estudios han tratado de responder a la pregunta de si la agricultura ecológica es beneficiosa para la misma (Rahmann, 2011).

Al evaluar la dicotomía entre la agricultura ecológica y la convencional, se ha demostrado que la primera promueve y favorece la conservación de la biodiversidad, habiéndose constatado que alberga una mayor riqueza y abundancia de plantas, invertebrados y aves (Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Kennedy et al., 2013; Porcel

et al., 2018; Rahmann, 2011; Tuck et al., 2014). Sin embargo, hay que tener cautela antes de concluir de manera definitiva que el cultivo ecológico contribuye a contrarrestar la pérdida de biodiversidad provocada por la agricultura, ya que los efectos del manejo ecológico pueden variar mucho entre taxones (Feber et al., 2015; Gabriel et al., 2010). Por ejemplo, diferentes autores han descrito que los efectos del sistema de gestión agrícola, o sistema de manejo, son mayores y más consistentes en el caso de plantas y abejas que en el caso de grupos como arañas, lombrices o carábidos, que exhiben respuestas mucho menos directas (Fuller et al., 2005; Schneider et al., 2014). También se ha observado que la agricultura ecológica puede afectar negativamente a algunos grupos de depredadores, tales como los carábidos (Birkhofer et al., 2014)).

Adicionalmente, los efectos del sistema de manejo sobre la biodiversidad pueden variar considerablemente en función de la composición y la configuración de los paisajes circundantes, obteniéndose mayores beneficios de la agricultura ecológica en paisajes con un menor grado de complejidad y heterogeneidad (Djoudi et al., 2018; Feber et al., 2015; Winqvist et al., 2012). La respuesta de los distintos taxones al sistema de manejo se puede producir también a diferentes, y a menudo múltiples, escalas espaciales, debido a las diferencias en sus requerimientos ecológicos o su movilidad (Gabriel et al., 2010).

Las respuestas de la biodiversidad al sistema de manejo también varían a lo largo de las distintas regiones geográficas, debido a diferencias en las condiciones e intensidad del uso del suelo, en las prácticas de manejo, los factores climáticos locales o la composición de organismos (Entling et al., 2007; Kehinde et al., 2018; Winqvist et al., 2012). Por ejemplo, Kehinde et al. (2018) encontraron que la abundancia de abejas muestra una respuesta regional específica a los efectos del manejo del viñedo, y que los viñedos ecológicos soportan una mayor abundancia de abejas en Italia, pero no en Sudáfrica. Del mismo modo, Happe et al. (2019) observaron que el manejo ecológico del manzano puede promover la abundancia de ciertos grupos de depredadores según el país, encontrando diferentes respuestas entre Alemania, Suecia y España.

El tipo de cultivo también puede determinar la forma en que la biodiversidad responde al sistema de manejo agrícola. En un estudio desarrollado por Tuck et al. (2014), los diferentes tipos de cultivo evaluados mostraron distintas respuestas al sistema de

manejo en términos de biodiversidad, con grandes efectos positivos del manejo ecológico en cultivos de cereales y cultivos mixtos, y efectos positivos moderados en el caso de pastizales, huertos de frutales y cultivos de huerta.

1.4. Los artrópodos como un importante componente funcional de la biodiversidad en agroecosistemas

En los sistemas agrícolas, la biodiversidad está determinada por la variedad de cultivos, plantas, microorganismos o artrópodos y otros animales asociados, y depende de factores como la ubicación geográfica, el clima, las características edáficas, la actividad humana o los aspectos socioeconómicos (Altieri y Nicholls, 2004). Según estos autores, en los agroecosistemas se pueden distinguir dos componentes diferentes de la biodiversidad (Fig. 4).

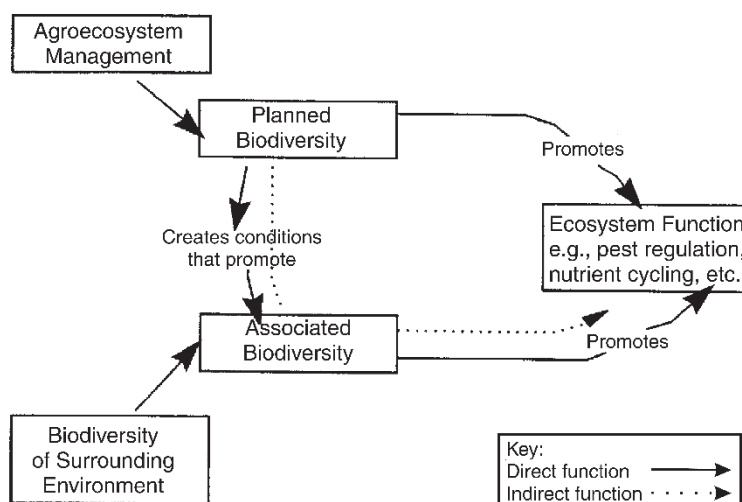


Figura 4. Esquema de las relaciones entre la biodiversidad inducida (*planned biodiversity*) y asociada (*associated biodiversity*) y de cómo ambas promueven el funcionamiento del ecosistema (Altieri & Nicholls, 2004).

El primer componente, la biodiversidad inducida, se refiere a la porción de biodiversidad que es agregada al ecosistema por parte del agricultor (p. ej. plantas cultivadas), y que variará de acuerdo con las prácticas de manejo locales y la disposición espacial y temporal de los cultivos. El segundo componente, la biodiversidad asociada, incluye toda la flora y fauna que coloniza el sistema a partir de los ambientes circundantes

y que dependerá de la estructura y manejo del agroecosistema. Los artrópodos constituyen el grupo más diverso del reino animal, y han recibido especial atención debido a que el control de sus poblaciones (i.e. principales plagas de cultivo, enemigos naturales y polinizadores) tiene importantes implicaciones para la producción agrícola (Garratt et al., 2017; Vasseur et al., 2013).

1.4.1. Polinizadores

Los polinizadores, debido a que promueven la reproducción de las plantas, desempeñan una función esencial en el ecosistema y permiten mantener la mayor parte de la diversidad de plantas a nivel mundial, así como de los organismos asociados y una importante fracción de la producción agrícola global (Ollerton, 2017). Más del 85% de todas las plantas con flores, así como más del 70% de los principales cultivos agrícolas, dependen de la polinización por parte de insectos para el desarrollo de semillas y/o frutos (Klein et al., 2007; Ollerton et al., 2011).

Tabla 1. Riqueza de especies estimada para los principales grupos de artrópodos polinizadores. Modificado de Ollerton (2017).

Taxon	Número de especies polinizadoras estimado para los principales grupos
Lepidoptera	141,600
Coleoptera	77,300
Hymenoptera	70,000
Diptera	55,000
Thysanoptera	1,500
Hemiptera	1,000
Collembola	400
Blattodea	360
Neuroptera	293
Trichoptera	144
Orthoptera	100
Mecoptera	76
Psocoptera	57
Plecoptera	37
Dermaptera	20
Crustacea (principalmente Isopoda)	11

Los grupos que albergan una mayor diversidad de polinizadores son los lepidópteros, los coleópteros y los himenópteros, mientras que los dípteros son, entre los cuatro órdenes principales de insectos polinizadores, el que menor diversidad de éstos contiene (Tabla 1). A pesar de que las evidencias en relación con la importancia de los dípteros como polinizadores es limitada, es posible que su papel en la polinización haya sido subestimado; los dípteros, entre los cuales 71 familias contienen especies que visitan flores, son visitantes regulares de al menos 555 especies de plantas, incluidas más de 100 especies de plantas cultivadas (Orford et al., 2015). Por su parte, los escarabajos, considerados como el grupo de polinizadores más primitivo, son de crucial importancia en la polinización, tanto de plantas cultivadas como de plantas silvestres; 34 familias de plantas con flor contienen al menos una especie principalmente polinizada por escarabajos (Footitt and Adler, 2017).

Las abejas se consideran el grupo más importante de insectos polinizadores debido a sus características morfológicas (a menudo cuerpos grandes y cubiertos de setas que les permiten transportar elevadas cantidades de polen), su gran abundancia y su completa dependencia de los recursos florales (Klein et al., 2018), y el Mediterráneo es una de las regiones que albergan mayor diversidad de abejas en el mundo (Michener, 2007). La mayoría de las especies de abejas construyen nidos y los aprovisionan con polen y néctar como alimento para sus larvas, y utilizan distintos sustratos de nidificación, así como diferentes fuentes de polen (Torné-Noguera et al., 2014). Dependiendo de su grado de especialización, las abejas pueden ser poliléticas (cuando colectan polen de varias familias de plantas no relacionadas entre sí), oligoléticas (recolectando polen de una única familia de plantas) o monoléticas (cuando solo recogen polen de un género de plantas). Además, las abejas pueden clasificarse en diferentes gremios según sus hábitos de nidificación: las excavadoras, que construyen galerías en el suelo, siendo dominantes en muchos hábitats abiertos (p. ej. especies de las familias Andrenidae y Melittidae); las carpinteras, que excavan sus propios nidos en sustratos leñosos (p. ej. los géneros *Xylocopa* y *Ceratina*, dentro de Apidae); las amasadoras y cortadoras de hojas, que establecen sus nidos en cavidades preexistentes, como tallos huecos o tallos de médula blanda, pequeñas cavidades en rocas, nidos abandonados de otros insectos o incluso conchas de caracoles

(i.e. familia Megachilidae); las abejas sociales, que utilizan cavidades preexistentes de gran tamaño para construir grandes nidos comunitarios (i.e. abejas, abejorros y abejas sin aguijón, todos dentro de la familia Apidae); y, por último, los cleptoparásitos, que en lugar de construir nidos propios parasitan los de otras abejas (este gremio involucra a varias familias) (Potts et al., 2005). La alta movilidad de estos organismos resulta determinante debido al hecho de que el complejo de hábitat de una especie de abeja a menudo consiste en un mosaico de varios hábitats parciales, cada uno de los cuales contiene uno de los recursos requeridos (sitio de nidificación o lugar de aprovisionamiento), hábitats que pueden encontrarse en una misma localidad o que pueden estar dispersos por el paisaje (Kremen et al., 2007; Westrich, 1996; Zurbuchen et al., 2010).

Está ampliamente establecido que los polinizadores, incluyendo abejas, moscas, escarabajos, polillas, mariposas, avispas u hormigas, entre otros, proporcionan un servicio esencial en los sistemas agrícolas, que asegura y mejora la producción de los cultivos, siendo un componente importante de la economía mundial (Gallai et al., 2009; Potts et al., 2010; Pufal et al., 2017; Rader et al., 2016; Robertson and Swinton, 2005).

1.4.2. Enemigos naturales

La regulación de las plagas de artrópodos involucra a una amplia diversidad de enemigos naturales (i.e. depredadores y parasitoides) y resulta crucial conocer de manera adecuada el estado de sus comunidades, ya que en situaciones de desequilibrio entre estos y el sistema, las poblaciones plaga pueden multiplicarse, provocando graves consecuencias negativas; para lograr un control biológico exitoso, es necesaria la presencia de un conjunto diverso de especies no sólo de depredadores, sino también de parasitoides (Footitt and Adler, 2017).

El papel de los parasitoides

Los parasitoides exhiben una notable diversidad, tanto biológica como taxonómica, y se distribuyen a lo largo de siete órdenes diferentes de holometábolos: Coleoptera, Lepidoptera, Diptera, Neuroptera, Strepsiptera, Trichoptera e Hymenoptera. Entre los grupos de parasitoides, dípteros (específicamente las familias Phoridae y Tachinidae) e himenópteros merecen especial atención por su contribución a la diversidad general de

insectos con esta estrategia, ya que entre ambos contienen en torno a 74,000 especies descritas, aunque se estima que el número podría ser de más de 670,000 (Footitt and Adler, 2017) (Tabla 2). Los dípteros de la familia Tachinidae y los himenópteros son considerados como los grupos más importantes en el control de plagas en agroecosistemas, siendo los himenópteros el grupo que engloba, con diferencia, la mayor diversidad de especies (más del 80% de todas las especies descritas parasitoides), así como las mayores abundancias numéricas.

Tabla 2. Número de especies de parasitoides descritas y estimadas. Modificado de Footitt and Adler, 2017.

Taxon	Especies descritas	Especies estimadas
Neuroptera	50	50
Trichoptera	10	10
Lepidoptera	11	11
Strepsiptera	10	10
Coleoptera	1,600	1,600
Diptera	15,600	50,600
Tachinidae	9,989	20,000
Phoridae	3,657	20,000–25,000
Hymenoptera	60,000	630,000
Ichneumonidae	23,331	60,500
Braconidae	17,605	20,000–25,000
Platygastroidea	4,022	10,000
Cynipoidea	2,827	25,000
Chalcidoidea	22,000	375,000–500,000
<i>Total</i>	<i>77,000</i>	<i>680,000</i>

Los parasitoides únicamente parasitan durante su estadio larvario, y pueden atacar todas las fases del ciclo de vida del hospedador, aunque las etapas inmaduras y la fase de huevo son las más utilizadas (Footitt and Adler, 2017). Además, pueden emplear como hospedador a un espectro extremadamente amplio de artrópodos, dentro del que se incluyen ácaros, arañas (Araneae), hemípteros (Hemiptera), psocópteros (Psocoptera), trips (Thysanoptera), ortópteros (Orthoptera), dípteros (Diptera), coleópteros (Coleoptera) o lepidópteros (Lepidoptera) (Gauld and Bolton, 1988; Triplehorn and Johnson, 2005). La presencia de hospedadores alternativos, así como de recursos de polen y néctar, puede potenciar las poblaciones de parasitoides, lo que resulta en un control de plagas más

efectivo, que puede tener un efecto significativo sobre la industria agrícola (Bianchi et al., 2006; Samaranayake and Costamagna, 2018).

La importancia de los depredadores

Los depredadores proporcionan un servicio ecosistémico clave de gran valor, ya que regulan las poblaciones de herbívoros en los sistemas agrícolas (Snyder et al., 2006). Entre los grupos de artrópodos depredadores existen diferentes estrategias de alimentación que resultan complementarias, lo que puede conducir a un aumento de la tasa de depredación al incrementarse la diversidad taxonómica (Bianchi et al., 2006; Snyder et al., 2006). En lo relativo a su estrategia, diversos depredadores especialistas tales como algunos grupos de ácaros o de coccinélidos, actúan como agentes efectivos de control biológico; sin embargo, se ha demostrado que los depredadores generalistas también tienen la capacidad de controlar poblaciones de insectos plaga en distintos agroecosistemas, debido a su abundancia en relación con las plagas, a su ubicuidad y a su alta respuesta funcional (Pekár et al., 2015).

Existen distintas familias de escarabajos que, por su naturaleza depredadora, desempeñan una importante función como agentes de control biológico. Los carábidos (Coleoptera: Carabidae) son depredadores polífagos que pueden matar y consumir artrópodos plaga y que constituyen un componente dominante de la comunidad de artrópodos beneficiosos en agroecosistemas (Albertini et al., 2017; Kromp, 1999); su efectividad como agentes de control biológico se ve incrementada por su capacidad de dispersión, que les permite migrar rápidamente a áreas de alta densidad de presas, así como persistir en áreas no cultivadas durante periodos de escasez o ausencia de plagas (Albertini et al., 2017). Los estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) son depredadores generalistas u ocasionalmente especialistas que también abundan en los agroecosistemas, donde brindan un notable servicio de control a través de la supresión de poblaciones de diversos grupos de artrópodos, como los ácaros, áfidos u otras plagas de insectos (Betz et al., 2018). Por su parte, los Coccinellidae son también importantes agentes de control biológico y algunas de sus especies muestra un elevado grado de especificidad (p. ej, algunas son especialistas que se alimentan de pulgones asociados con plantas particulares; las

mariquitas del género *Stethorus* son depredadores especializados de ácaros fitófagos y pueden ser importantes para el control de plagas de ácaros tetraníquidos), mientras que las especies que dominan sus ensambles son principalmente generalistas (Michaud, 2012). Estas especies generalistas exhiben un alto grado de permanencia en el agroecosistema, ya que tienen la capacidad de alimentarse de presas alternativas tras multiplicar su número sobre los brotes de áfidos (Michaud, 2012).

Dentro de los dípteros, también existen familias depredadoras consideradas como enemigos naturales clave en los agroecosistemas, tales como Syrphidae, Asilidae, Dolichopodidae o Empididae (ver Rega et al., 2018). Por ejemplo, los sírfidos con larvas zoófagas (Syrphinae) son enemigos naturales comunes de áfidos en cultivos herbáceos (van Rijn and Wäckers, 2016), mientras que los dípteros de la familia Dolichopodidae depredan sobre ortópteros, trips, moscas blancas, ácaros, áfidos, dípteros minadores de las hojas u otros dípteros (Cicero et al., 2017).

Las tijeretas, principalmente *Forficula auricularia* L. (Dermaptera: Forficulidae), son insectos omnívoros que pueden actuar como depredadores importantes en diferentes cultivos (Frank et al., 2007; Moerkens et al., 2009). Son capaces de suprimir los brotes de especies plaga concretas, como el psílido de la pera, diferentes especies de pulgón, distintas especies de cocoideos o la polilla de la manzana, *Epiphyas postvittana* Walker, manteniéndolo por debajo de los umbrales económicos (Moerkens et al., 2009). Por lo tanto, a pesar de que la variabilidad en la densidad de sus poblaciones hace que su éxito como agente de control biológico tenga un cierto grado de imprevisibilidad, las tijeretas pueden jugar un papel importante en el control de plagas (Moerkens et al., 2010).

Por otro lado, los heterópteros representan una importante fracción de la fauna de insectos en muchos cultivos a nivel global, y algunos de ellos (p. ej., antocóridos, nábidos y diversos míridos) actúan como importantes agentes de control biológico de una amplia variedad de plagas de artrópodos debido a su condición depredadora (Fauvel, 1999; Musolin et al., 2004). Por ejemplo, ciertas especies de míridos han sido citadas como importantes depredadores de ácaros tetraníquidos, saltamontes y áfidos, mientras que determinadas especies de antocóridos juegan un notable papel en el control biológico de

áfidos, moscas blancas, lepidópteros, dípteros o ácaros (ver Fauvel, 1999; Martínez-García et al., 2018; Mirhosseini et al., 2019; Van de Veire and Degheele, 1992).

Por su parte, los neurópteros de la familia Chrysopidae son depredadores que exhiben un alto potencial como agentes de control biológico en agroecosistemas, debido a que se alimentan sobre una amplia variedad de plagas de artrópodos (i.e. ácaros y pequeños insectos fitófagos como pulgones, especies de cocoideos, saltamontes, moscas blancas, psílidos, trips o huevos y larvas de lepidópteros) y pueden complementar sus dietas con recursos alternativos como polen y néctar (Garzón et al., 2015; Resende et al., 2017). Las crisopas pueden ocupar distintos tipos de hábitats dentro del agroecosistema y se consideran agentes de control biológico claves dentro de su condición de generalistas (Garzón et al., 2015).

Los ácaros de la familia Phytoseiidae son cazadores activos y de rápido desplazamiento que se alimentan fundamentalmente de otros ácaros, pero también de pequeños insectos, nematodos y hongos. Son un grupo extensamente reconocido por su eficiencia en control de plagas en sistemas agrícolas y se consideran como el grupo más importante de ácaros depredadores habitantes de la vegetación, debido a su éxito en el control de otros ácaros de carácter fitófago, así como de trips. Además de los fitoséidos, se sabe que existen otras familias de ácaros que también ejercen efectos adversos sobre la abundancia de determinadas plagas y/o reducen la extensión de sus daños (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003). Por ejemplo, los ácaros de las familias Bdellidae y Cunaxidae son cazadores activos y de movimientos rápidos que atacan pequeños artrópodos en diversos cultivos; los ácaros de la familia Anystidae son depredadores generalistas que viven tanto en el suelo como asociados a la vegetación, y que se alimentan de artrópodos de pequeño tamaño, entre los que se incluyen distintos tipos de ácaros, trips, cicadélidos, áfidos u orugas de lepidópteros (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003). Los ácaros de la familia Stigmaeidae viven asociados tanto al suelo como a la vegetación y a menudo se alimentan de los huevos y las formas sésiles de tetraníquidos, tenuipálpidos y otros ácaros que constituyen plagas para distintos cultivos comerciales en muchas partes del mundo (Gerson et al., 2003). Las larvas de los ácaros de las familias Trombidiidae y Erythraeidae son parásitos de varios grupos de artrópodos, incluidos insectos y arañas, mientras que sus

estadios postlarvales son depredadores que se distribuyen tanto en el suelo como en la vegetación, y se alimentan de una amplia variedad de artrópodos, incluyendo plagas de diversos cultivos de interés económico (Carrillo et al., 2015; Gerson et al., 2003).

Las arañas como un grupo depredadores de especial interés

Debido a su papel como depredadores, las arañas pueden ejercer un profundo efecto sobre la dinámica de las poblaciones de presas, así como sobre la estructura de sus comunidades (Wise, 1993). La presencia de arañas asociadas a la vegetación puede provocar una disminución de la presión por herbivoría sobre dichas plantas, ya que con frecuencia consumen insectos de hábitos herbívoros (Vasconcellos-Neto et al., 2017). Esto, unido al hecho de que son un grupo ampliamente distribuido a lo largo de los agroecosistemas, los convierte en importantes agentes de control de plagas (Sunderland and Samu, 2000; Vasconcellos-Neto et al., 2017; Wise, 1993). Las distintas especies de arañas difieren no solo en el periodo durante el que depredan (hábitos diurnos o nocturnos o diferentes estaciones), sino también en sus estrategias de alimentación (constructoras de telas o cazadoras activas) (Cardoso et al., 2011; Dias et al., 2010; Sunderland and Samu, 2000). Dentro de este grupo de artrópodos depredadores se puede encontrar una amplia variedad de tipos de telas, así como de comportamientos o estrategias de alimentación (Fig. 5).

Entre los distintos tipos de tela existe una amplia diversidad de arquitecturas, que van desde telas horizontales o verticales, planas y bidimensionales, a telas tridimensionales de tipo laminar o espacial, así como telas altamente modificadas, o constituidas únicamente por unos pocos hilos de captura (Blamires et al., 2017). De entre las cazadoras activas, hay por ejemplo algunas arañas, como los saltícidos, que persiguen a sus presas, mientras que otras, como los tomísidos, permanecen inmóviles en la vegetación, especialmente sobre flores, esperando a que aparezca una presa (Vasconcellos-Neto et al., 2017). Las arañas que cazan de manera activa pueden adicionalmente clasificarse en función del estrato vertical por el que muestran una mayor preferencia, bien sea suelo o vegetación (Cardoso et al., 2011).

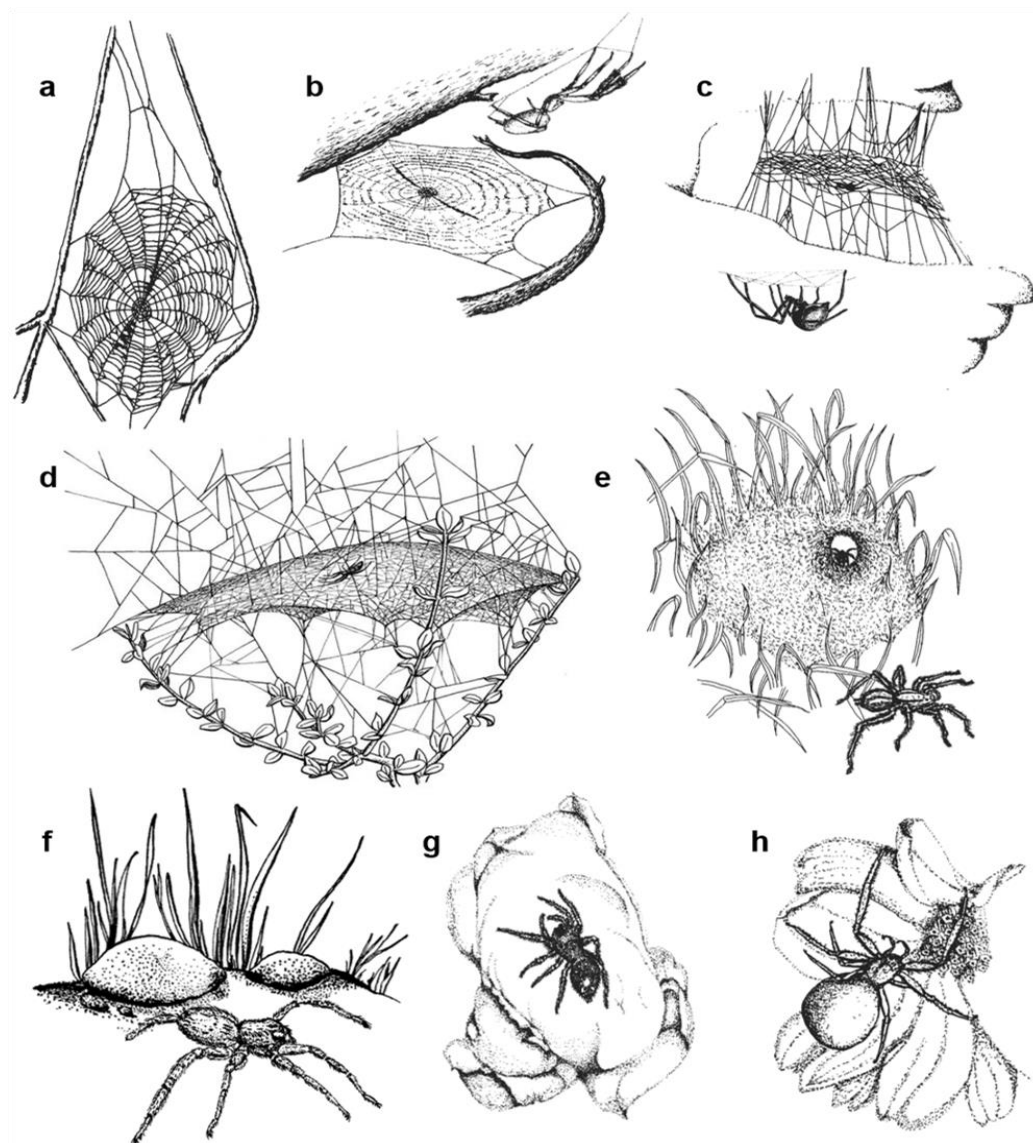


Figura 5. Esquema de los distintos comportamientos de alimentación que exhiben las arañas: (a) araña constructora de telas orbiculares de la familia Araneidae; (b) ulobórido con su tela orbicular de disposición horizontal; (c) araña constructora de telas espaciales de la familia Theridiidae; (d) araña colgando bajo su tela laminar; (e) araña constructora de telas en embudo; (f) araña cazadora del suelo (Lycosidae); (g) araña cazadora por acoso (Salticidae); y (h) araña cazadora al acecho esperando emboscada en una flor (Thomisidae). Modificado de Wise (1993) y Foelix (2011).

El concepto moderno de gremio, que constituye un aspecto fundamental de las comunidades ecológicas, se estableció por primera vez, en un estudio sobre los patrones

de explotación de nichos por parte de las aves, como "un grupo de especies que explotan un mismo tipo de recurso ambiental empleando una estrategia similar", concepto que posteriormente se extendió a otros grupos de animales como los artrópodos (Root, 1973). En consecuencia, de acuerdo con las diferentes estrategias utilizadas para la captura de presas, las arañas pueden clasificarse en gremios compuestos por especies potencialmente competidoras: arañas cazadoras por acoso, cazadoras al acecho, constructoras de telas orbiculares, constructores de telas espaciales, constructoras de telas laminares, arañas cazadoras del suelo y arañas cazadoras de las hojas (Uetz et al., 1999).

Las distintas especies de arañas difieren de manera notable en su preferencia por un tipo determinado de presa (Sunderland and Samu, 2000). Las que construyen telas tienen una mayor tendencia a capturar fundamentalmente insectos voladores (Blamires et al., 2017), mientras que las cazadoras por acoso, al acecho y las cazadoras de las hojas se alimentan con frecuencia de insectos herbívoros estrechamente asociados a la vegetación (Vasconcellos-Neto et al., 2017). Algunas especies de arañas son eurípagas, mientras que otras son estenófagas o incluso monófagas (Cardoso et al., 2011). Hay, por ejemplo, arañas especializadas en alimentarse de néctar o en depredar sobre hormigas o sobre otras arañas; por otro lado, las especies eurípagas no se alimentan de cualquier tipo de presa, sino que su dieta se ve influida por factores como la ontogenia, que puede condicionar la naturaleza de las presas, la diversidad y el tamaño de las mismas (Willemart and Lacava, 2017). Otras estrategias que también se pueden observar en las arañas son el canibalismo (que se da principalmente en individuos sometidos a periodos de inanición y que con mayor frecuencia afecta a los juveniles) y el canibalismo sexual (Willemart and Lacava, 2017). Todas estas variaciones en lo relativo a la preferencia de presas, los comportamientos y estrategias de alimentación, así como el período durante el que depredan, parecen ser complementarias, por lo que la presencia de ensambles constituidos por múltiples especies, incluyendo a arañas pertenecientes a diferentes familias, con distintas estrategias de captura de presas, fenologías y tamaños, puede incrementar de manera significativa la eficiencia de este grupo en términos de control de plagas (Sunderland and Samu, 2000; Vasconcellos-Neto et al., 2017; Wise, 1993).

Está ampliamente establecido que la estructura física del entorno resulta determinante en la selección de hábitat por parte de las distintas especies de arañas y que, en consecuencia, constituye un factor condicionante para la composición de sus (De Souza and Martins, 2005; Heikkinen and MacMahon, 2004; Loomis et al., 2014; Rypstra et al., 2007, 1999; Spears and MacMahon, 2012; Uetz, 1991). Debido a la gran sensibilidad que muestran ante las características estructurales del entorno, las arañas han sido propuestas como indicadores para la detección de perturbaciones humanas (Marc et al., 1999), y son consideradas como un grupo de gran potencial a la hora de examinar el papel ecológico de la estructura del hábitat (Uetz, 1991). Estos depredadores también han sido utilizados como bioindicadores de perturbaciones derivadas de actividades humanas específicas relacionadas con prácticas agrícolas. Por ejemplo, la aplicación de agroquímicos (acaricidas, insecticidas, fungicidas, herbicidas, etc.) puede tener efectos negativos letales o subletales sobre este grupo (Pekár, 2012), pudiendo reducir sus densidades poblacionales y sus tasas reproductivas, así como promover su migración y afectar a su alimentación y capacidad de depredación (Benamú et al., 2017).

Dada su abundancia en los agroecosistemas y debido a su sensibilidad a distintos tipos de agroquímicos, las arañas se han propuesto como un grupo modelo adecuado para la evaluación de los posibles efectos negativos de estas prácticas de manejo sobre las comunidades de enemigos naturales (Benamú et al., 2017).

1.4.3. La importancia de evaluar la biodiversidad desde distintas perspectivas

Las características del paisaje, las prácticas de manejo, la distribución de recursos o la competencia y la depredación constituyen filtros que pueden tener un efecto sobre el modo en que se ensamblan las comunidades a nivel local, determinando no solo su composición, sino también su estructura funcional de acuerdo con las características ecológicas particulares de cada especie (Schweiger et al., 2005). En consecuencia resulta recomendable, además de la tradicional aproximación taxonómica, aplicar un enfoque funcional, que puede proporcionar información adicional sobre cómo los organismos están estructurados morfológica y funcionalmente en la comunidad, así como sobre su comportamiento, el papel que desempeñan en el ecosistema y los rasgos funcionales que

son seleccionados o filtrados frente a una perturbación (Podgaiski et al., 2013; Storkey et al., 2013; Williams et al., 2010).

Desde una perspectiva taxonómica, la aproximación a nivel taxonómico de familia permite la evaluación de patrones más amplios dentro de la comunidad, y posibilita la identificación de factores que determinan de manera crítica su riqueza y estructura, permitiendo la comparación de diferentes áreas a escala local (González et al., 2015). Por otro lado, las características ecológicas pueden, en determinadas ocasiones, resultar más fáciles de evaluar que aquellas variables relacionadas con la demografía de las poblaciones, y este hecho, unido a la consistencia de dichas características ecológicas entre poblaciones, así como su alto grado de asociación con diferentes variables ambientales, hace de su evaluación un enfoque ampliamente válido (Williams et al., 2010). Muchas de las características ecológicas específicas de las especies, determinantes para el establecimiento de la estructura funcional de una comunidad, están relacionadas con rasgos como el tamaño corporal, el gremio trófico o el comportamiento o las estrategias de alimentación (Podgaiski et al., 2013; Tschardtke and Brandl, 2004).

La distribución de los gremios tróficos y del tamaño corporal dentro de una comunidad se espera que refleje el efecto de los distintos factores ambientales sobre determinados procesos funcionales (Molina et al., 2016; Schweiger et al., 2005; Winfree et al., 2007). En particular, el tamaño corporal es un factor que define la escala a la que un organismo percibe su entorno, así como las características espaciales de su nicho, su capacidad de dispersión, sus relaciones con otros miembros de la red ecológica, su tasa de reproducción y crecimiento, o su sensibilidad a perturbaciones de origen antropogénico (Williams et al., 2010; Woodward et al., 2005; Zurbuchen et al., 2010).

1.5. Objetivos

Enmarcado dentro de la perspectiva de una agricultura sostenible, el principal objetivo de la presente Tesis Doctoral es el de definir el papel de las infraestructuras ecológicas, así como el valor de la agricultura ecológica, en el mantenimiento de las comunidades de artrópodos beneficiosos en agroecosistemas tradicionales mediterráneos. De manera específica se plantean los siguientes objetivos:

1. Desarrollar una herramienta robusta que permita evaluar de manera sencilla la calidad ecológica de parches de bosques, setos y bandas herbáceas asociadas a agroecosistemas de viñedo mediterráneos (Capítulo 2).
2. Analizar el grado en que los distintos tipos de infraestructuras ecológicas que se mantienen en agroecosistemas de viñedo (setos boscosos, setos de rosáceas, bandas herbáceas y bandas de flores) determinan la composición de las comunidades de artrópodos beneficiosos, incluyendo depredadores, parasitoides y polinizadores (Capítulo 3).
3. Investigar, a lo largo de tres niveles (taxón, gremio y grupo de tamaño corporal), cómo las arañas, como un taxón funcionalmente importante y sensible a las perturbaciones humanas, se relacionan con los diferentes tipos de infraestructuras ecológicas asociadas a agroecosistemas de viñedo mediterráneos (setos boscosos, setos de rosáceas, bandas herbáceas y bandas de flores) (Capítulo 4).
4. Examinar las comunidades de artrópodos beneficiosos para desentrañar hasta qué punto los depredadores, los parasitoides y los polinizadores se ven condicionados por el sistema de manejo (ecológico vs. convencional) y las características topográficas (orientación de ladera) en cultivos de cerezo mediterráneos (Capítulo 5).
5. Evaluar si la abundancia y la riqueza de las arañas, así como la distribución de las clases de tamaño corporal, están influenciadas por el sistema de manejo y la orientación de la ladera en la que se encuentra la parcela de cultivo de cerezo, así como la forma en que estos factores determinan la distribución de los gremios de arañas y el tamaño corporal de los individuos dentro de dichos gremios (Capítulo 6).

References • Referencias

- Albertini, A., Pizzolotto, R., Petacchi, R., 2017. Carabid patterns in olive orchards and woody semi-natural habitats: first implications for conservation biological control against *Bactrocera oleae*. *BioControl* 62, 71–83. <https://doi.org/10.1007/s10526-016-9780-x>
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 19–31. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50019-9.50005-4>
- Altieri, M.A., 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Front. Ecol. Environ.* 2, 35–42. <https://doi.org/10.1890/1540-295%282004%29002%5B0035%3ALEATFI%5D2.0.CO%3B2>
- Altieri, M.A., Farrell, J.G., Hecht, S.B., Liebman, M., Magdoff, F., Murphy, B., Norgaard, R.B., Sikor, T.O., 2018. *Agroecology*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429495465>
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2004. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Haworth Press, New York.
- Atauri, J.A., de Lucio, J. V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landsc. Ecol.* 16, 147–159.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.* 9, 1146–1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Balzan, M. V., Bocci, G., Moonen, A.C., 2014. Augmenting flower trait diversity in wildflower strips to optimise the conservation of arthropod functional groups for multiple agroecosystem services. *J. Insect Conserv.* 18, 713–728. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9680-2>
- Benamú, M.A., Lacava, M., García, L.F., Santana, M., Viera, C., 2017. Spiders associated with agroecosystems: roles and perspectives, in: Viera, C., Gonzaga, M.O. (Eds.), *Behaviour and ecology of spiders*. Springer International Publishing, Cham, pp. 275–303. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-65717-2>
- Betz, O., Irmeler, U., Klimaszewski, J., 2018. *Biology of rove beetles (Staphylinidae)*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-70257-5>
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bignal, E.M., McCracken, D.I., 2000. The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environ. Rev.* 8, 149–171. <https://doi.org/10.1139/a00-009>
- Birkhofer, K., Ekroos, J., Corlett, E.B., Smith, H.G., 2014. Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. *Biol. Conserv.* 175, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.014>

- Blamires, S.J., Zhang, S., Tso, I.-M., 2017. Webs: diversity, structure and function, in: Viera, C., Gonzaga, M.O. (Eds.), *Behaviour and ecology of spiders*. Springer International Publishing, pp. 137–164. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65717-2_6
- Boller, E.F., Häni, F., Poehling, H.-M. (Eds.), 2004. *Ecological infrastructures: ideabook on functional biodiversity at the farm level*, 1st edition. ed. Swiss Centre for Agricultural Extension and Rural Development (LBL), Switzerland.
- Busch, M., La Notte, A., Laporte, V., Erhard, M., 2012. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 89–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.010>
- Campbell, A.J., Wilby, A., Sutton, P., Wäckers, F.L., 2017. Do sown flower strips boost wild pollinator abundance and pollination services in a spring-flowering crop? A case study from UK cider apple orchards. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.005>
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., Coddington, J.A., 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS One* 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>
- Carrillo, D., de Moares, G.J., Peña, J.E., 2015. *Prospects for biological control of plant feeding mites and other harmful organisms*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-15042-0>
- Cicero, J.M., Adair, M.M., Adair, R.C., Hunter, W.B., Avery, P.B., Mizell, R.F., 2017. Predatory behavior of long-legged flies (Diptera: Dolichopodidae) and their potential negative effects on the parasitoid biological control agent of the asian citrus psyllid (Hemiptera: Liviidae). *Florida Entomol.* 100, 485–487. <https://doi.org/10.1653/024.100.0243>
- Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007. On organic production and labelling of organic products and repealing regulation (EEC) No 2092/91, 2007.
- Daily, G.C., 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environ. Sci. Policy* 3, 333–339. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(00\)00102-7](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(00)00102-7)
- Dainese, M., Inclán Luna, D., Sitzia, T., Marini, L., 2015. Testing scale-dependent effects of seminatural habitats on farmland biodiversity. *Ecol. Appl.* 25, 1681–1690. <https://doi.org/10.1890/14-1321.1>
- Dale, V., Beyeler, S., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- De Souza, A.L.T., Martins, R.P., 2005. Foliage density of branches and distribution of plant-dwelling spiders. *Biotropica* 37, 416–420.
- Dias, S.C., Carvalho, L.S., Bonaldo, A.B., Brescovit, A.D., 2010. Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *J. Nat. Hist.* 44, 219–239. <https://doi.org/10.1080/00222930903383503>
- Djoudi, E.A., Marie, A., Mangenot, A., Puech, C., Aviron, S., Plantegenest, M., Pétilion, J., 2018. Farming system and landscape characteristics differentially affect two dominant taxa of

- predatory arthropods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 259, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.031>
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R., Nentwig, W., 2007. Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 440–448. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00305.x>
- European Commission, 2017. Land Cover, in: CAP Context Indicators.
- Eurostat, 2017. Organic farming statistics [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic_farming_statistics#_Total_organic_area (accessed 1.15.19).
- Fauvel, G., 1999. Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agric. Ecosyst. Environ.* [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00039-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00039-0)
- Favreau, J.M., Drew, C.A., Hess, G.R., Rubino, M.J., Koch, F.H., Eschelbach, K.A., 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodivers. Conserv.* 15, 3949–3969. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-2631-1>
- Feber, R.E., Johnson, P.J., Bell, J.R., Chamberlain, D.E., Firbank, L.G., Fuller, R.J., Manley, W., Mathews, F., Norton, L.R., Townsend, M., Macdonald, D.W., 2015. Organic farming: biodiversity impacts can depend on dispersal characteristics and landscape context. *PLoS One* 10, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135921>
- Fischer, J., Hartel, T., Kuemmerle, T., 2012. Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conserv. Lett.* 5, 167–175. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00227.x>
- Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecol. Indic.* 6, 543–553. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.07.005>
- Footitt, R.G., Adler, P.H. (Eds.), 2017. Insect biodiversity. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. <https://doi.org/10.1002/9781118945568>
- Frank, S.D., Wratten, S.D., Sandhu, H.S., Shrewsbury, P.M., 2007. Video analysis to determine how habitat strata affects predator diversity and predation of *Epiphyas postvittana* (Lepidoptera: Tortricidae) in a vineyard. *Biol. Control* 41, 230–236. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.01.012>
- Froidevaux, J.S.P., Louboutin, B., Jones, G., 2017. Does organic farming enhance biodiversity in Mediterranean vineyards? A case study with bats and arachnids. *Agric. Ecosyst. Environ.* 249, 112–122. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.012>
- Fuller, R., Norton, L., Feber, R., Johnson, P., Chamberlain, D., Joys, A., Mathews, F., Stuart, R., Townsend, M., Manley, W., Wolfe, M., Macdonald, D., Firbank, L., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1, 431–434. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0357>
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecol. Lett.* 13, 858–869. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>

- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Garratt, M.P.D., Senapathi, D., Coston, D.J., Mortimer, S.R., Potts, S.G., 2017. The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agric. Ecosyst. Environ.* 247, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- Garzón, A., Medina, P., Amor, F., Viñuela, E., Budia, F., 2015. Toxicity and sublethal effects of six insecticides to last instar larvae and adults of the biocontrol agents *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuroptera: Chrysopidae) and *Adalia bipunctata* (L.) (Coleoptera: Coccinellidae). *Chemosphere* 132, 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.016>
- Gauld, I., Bolton, B. (Eds.), 1988. *The Hymenoptera*. Oxford University Press, New York.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tsharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Gerson, U., Smiley, R.L., Ochoa, R. (Eds.), 2003. *Mites (Acari) for pest control*. Blackwell Science Ltd.
- González-Bernaldez, F., 1991. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes* 15, 23–29.
- González, E., Salvo, A., Valladares, G., 2015. Arthropods on plants in a fragmented Neotropical dry forest: a functional analysis of area loss and edge effects. *Insect Sci.* 22, 129–138. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12107>
- Happe, A., Alins, G., Blüthgen, N., Boreux, V., Bosch, J., García, D., Hambäck, P.A., Klein, A., Martínez-Sastre, R., Miñarro, M., Müller, A., Porcel, M., Rodrigo, A., Roquer-Beni, L., Samnegård, U., Tasin, M., Mody, K., 2019. Predatory arthropods in apple orchards across Europe: Responses to agricultural management, adjacent habitat, landscape composition and country. *Agric. Ecosyst. Environ.* 273, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.012>
- Heikkinen, M.W., MacMahon, J. a., 2004. Assemblages of spiders on models of semi-arid shrubs. *J. Arachnol.* 32, 313–323. <https://doi.org/10.1636/M02-1>
- Hof, A.R., Bright, P.W., 2010. The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 280–283. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.014>
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122, 113–130. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>

- Hunter, M., Westgate, M., Barton, P., Calhoun, A., Pierson, J., Tulloch, A., Beger, M., Branquinho, C., Caro, T., Gross, J., Heino, J., Lane, P., Longo, C., Martin, K., McDowell, W.H., Mellin, C., Salo, H., Lindenmayer, D., 2016. Two roles for ecological surrogacy: indicator surrogates and management surrogates. *Ecol. Indic.* 63, 121–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.049>
- Kehinde, T., von Wehrden, H., Samways, M., Klein, A.-M., Brittain, C., 2018. Organic farming promotes bee abundance in vineyards in Italy but not in South Africa. *J. Insect Conserv.* 22, 61–67. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0038-4>
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B.N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Kremen, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B.F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf, S.S., Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* 16, 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 274, 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Klein, A.M., Boreux, V., Fornoff, F., Mupepele, A.C., Pufal, G., 2018. Relevance of wild and managed bees for human well-being. *Curr. Opin. Insect Sci.* 26, 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.011>
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J., Ricketts, T.H., 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol. Lett.* 10, 299–314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>
- Kromp, B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: A review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agric. Ecosyst. Environ.* [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00037-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7)
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 175–201.
- Lefebvre, M., Papaix, J., Mollot, G., Deschodt, P., Lavigne, C., Ricard, J.M., Mandrin, J.F., Franck, P., 2017. Bayesian inferences of arthropod movements between hedgerows and orchards. *Basic Appl. Ecol.* 21, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.05.002>
- Lewandowski, A.S., Noss, R.F., Parsons, D.R., 2010. The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conserv. Biol.* 24, 1367–1377. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01513.x>

- Loomis, J.D., Cameron, G.N., Uetz, G.W., 2014. Impact of the invasive shrub *Lonicera maackii* on shrub-dwelling Araneae in a deciduous forest in eastern North America. *Am. Midl. Nat.* 171, 204–218. <https://doi.org/10.1674/0003-0031-171.2.204>
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *J. Environ. Manage.* 59, 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Maleque, M.A., Maeto, K., Ishii, H.T., 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Appl. Entomol. Zool.* 44, 1–11. <https://doi.org/10.1303/aez.2009.1>
- Manhoudt, A.G.E., De Snoo, G.R., 2003. A quantitative survey of semi-natural habitats on Dutch arable farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 97, 235–240. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00123-3)
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F., 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 229–273. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50019-9.500157>
- Marshall, E.J.P., Moonen, A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 5–21. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)
- Martínez-García, H., Aragón-Sánchez, M., Sáenz-Romo, M.G., Román-Fernández, L.R., Veas-Bernal, A., Marco-Mancebón, V.S., Pérez-Moreno, I., 2018. Mathematical models for predicting development of *Orius majusculus* (Heteroptera: Anthoridae) and its applicability to biological control. *J. Econ. Entomol.* 111, 1904–1914. <https://doi.org/10.1093/jee/toy127>
- Meemken, E.-M., Qaim, M., 2018. Organic agriculture, food security, and the environment. *Annu. Rev. Resour. Econ.* 10, 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Melathopoulos, A.P., Cutler, G.C., Tyedmers, P., 2015. Where is the value in valuing pollination ecosystem services to agriculture? *Ecol. Econ.* 109, 59–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.007>
- Michaud, J.P., 2012. Coccinellids in biological control, in: Hodek, I., van Emden, H.F., Honek, A. (Eds.), *Ecology and behaviour of the ladybird beetles (Coccinellidae)*. Blackwell Publishing Ltd, pp. 488–519.
- Michener, C.D., 2007. *The bees of the world*, second edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Mirhosseini, M.A., Fathipour, Y., Holst, N., Soufbaf, M., Michaud, J.P., 2019. An egg parasitoid interferes with biological control of tomato leafminer by augmentation of *Nesidiocoris tenuis* (Hemiptera: Miridae). *Biol. Control* 133, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.02.009>

- Moerkens, R., Leirs, H., Peusens, G., Gobin, B., 2010. Dispersal of single- and double-brood populations of the European earwig, *Forficula auricularia*: A mark-recapture experiment. *Entomol. Exp. Appl.* 137, 19–27. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2010.01031.x>
- Moerkens, R., Leirs, H., Peusens, G., Gobin, B., 2009. Are populations of European earwigs, *Forficula auricularia*, density dependent? *Entomol. Exp. Appl.* 130, 198–206. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00808.x>
- Molina, G.A.R., Poggio, S.L., Ghera, C.M., 2016. Structural complexity of arthropod guilds is affected by the agricultural landscape heterogeneity generated by fencerows. *Ann. Appl. Biol.* 168, 173–184. <https://doi.org/10.1111/aab.12253>
- Musolin, D.L., Tsytulina, K., Ito, K., 2004. Photoperiodic and temperature control of reproductive diapause induction in the predatory bug *Orius strigicollis* (Heteroptera: Anthocoridae) and its implications for biological control. *Biol. Control* 31, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2004.04.001>
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B.E., Vaitis, M., Woyciechowski, M., Bazos, I., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Kunin, W.E., Tscheulin, T., Lamborn, E., Petanidou, T., 2011. Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecol. Res.* 26, 969–983. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0852-1>
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4, 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Ollerton, J., 2017. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 353–376. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Orford, K.A., Vaughan, I.P., Memmott, J., 2015. The forgotten flies: the importance of non-syrphid Diptera as pollinators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2934>
- Pekár, S., 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Manag. Sci.* 68, 1438–1446. <https://doi.org/10.1002/ps.3397>
- Pekár, S., Michalko, R., Loverre, P., Líznavová, E., Černecká, E., 2015. Biological control in winter: novel evidence for the importance of generalist predators. *J. Appl. Ecol.* 52, 270–279. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12363>
- Persson, A.S., Olsson, O., Rundlöf, M., Smith, H.G., 2010. Land use intensity and landscape complexity-analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.018>

- Petanidou, T., Lamborn, E., 2005. A land for flowers and bees: studying pollination ecology in Mediterranean communities. *Plant Biosyst.* 139, 279–294. <https://doi.org/10.1080/11263500500333941>
- Podgaiski, L.R., Joner, F., Lavorel, S., Moretti, M., Ibanez, S., Mendonça, M. de S., Pillar, V.D., 2013. Spider trait assembly patterns and resilience under fire-induced vegetation change in South Brazilian grasslands. *PLoS One* 8, 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060207>
- Ponti, L., Gutierrez, A.P., Altieri, M.A., 2016. Preserving the Mediterranean diet through holistic strategies for the conservation of traditional farming systems, in: *Biocultural Diversity in Europe*. pp. 453–469. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26315-1_24
- Porcel, M., Andersson, G.K.S., Pålsson, J., Tasin, M., 2018. Organic management in apple orchards: higher impacts on biological control than on pollination. *J. Appl. Ecol.* 55, 2779–2789. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13247>
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25, 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Roberts, S., O’Toole, C., Dafni, A., Ne’eman, G., Willmer, P., 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecol. Entomol.* 30, 78–85. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00662.x>
- Pufal, G., Steffan-Dewenter, I., Klein, A.M., 2017. Crop pollination services at the landscape scale. *Curr. Opin. Insect Sci.* 21, 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.05.021>
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., Mayfield, M.M., Arthur, A.D., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Entling, M.H., Foully, B., Freitas, B.M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S.R., Gross, C.L., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggar, S., Jauker, F., Klein, A.-M., Kleijn, D., Krishnan, S., Lemos, C.Q., Lindström, S.A.M., Mandelik, Y., Monteiro, V.M., Nelson, W., Nilsson, L., Pattemore, D.E., de O. Pereira, N., Pisanty, G., Potts, S.G., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C.S., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H.G., Stanley, D.A., Stout, J.C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Vergara, C.H., Viana, B.F., Woyciechowski, M., 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 146–151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>
- Rahmann, G., 2011. Biodiversity and organic farming: what do we know? *Agric. For. Res.* 61, 189–208.
- Ramankutty, N., Mehrabi, Z., Waha, K., Jarvis, L., Kremen, C., Herrero, M., Rieseberg, L.H., 2018. Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. *Annu. Rev. Plant Biol.* 69, 789–815. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256>
- Rega, C., Bartual, A.M., Bocci, G., Sutter, L., Albrecht, M., Moonen, A.C., Jeanneret, P., van der Werf, W., Pfister, S.C., Holland, J.M., Paracchini, M.L., 2018. A pan-European model of

- landscape potential to support natural pest control services. *Ecol. Indic.* 90, 653–664. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.075>
- Resende, A.L.S., Souza, B., Ferreira, R.B., Aguiar-Menezes, E.L., 2017. Flowers of Apiaceous species as sources of pollen for adults of *Chrysoperla externa* (Hagen) (Neuroptera). *Biol. Control* 106, 40–44. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.12.007>
- Robertson, G.P., Swinton, S.M., 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Front. Ecol. Environ.* 3, 38–46.
- Root, R.B., 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecol. Monogr.* 43, 95–124. <https://doi.org/10.2307/1942161>
- Rundlöf, M., Lundin, O., Bommarco, R., 2018. Annual flower strips support pollinators and potentially enhance red clover seed yield. *Ecol. Evol.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/ece3.4330>
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., Roger-Estrade, J., 2010. Biological control of insect pests in agroecosystems: effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: a review, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 219–259. <https://doi.org/10.15713/ins.mmj.3>
- Rypstra, A.L., Carter, P.E., Balfour, R.A., Marshall, S.D., 1999. Architectural features of agricultural habitats. *J. Arachnol.* 27, 371–377.
- Rypstra, A.L., Schmidt, J.M., Reif, B.D., DeVito, J., Persons, M.H., 2007. Tradeoffs involved in site selection and foraging in a wolf spider: effects of substrate structure and predation risk. *Oikos* 116, 853–863. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15622.x>
- Samaranayake, K.G.L.I., Costamagna, A.C., 2018. Levels of predator movement between crop and neighboring habitats explain pest suppression in soybean across a gradient of agricultural landscape complexity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 259, 135–146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.009>
- Samways, M.J., McGeoch, M.A., New, T.R., 2010. *Insect conservation. a handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, Oxford.
- Sánchez-bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., 2010. Organic agriculture and ecosystem services. *Environ. Sci. Policy* 13, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.11.002>
- Schneider, M.K., Lüscher, G., Jeanneret, P., Arndorfer, M., Ammari, Y., Bailey, D., Balázs, K., Báldi, A., Choisis, J.P., Dennis, P., Eiter, S., Fjellstad, W., Fraser, M.D., Frank, T., Friedel, J.K., Garchi, S., Gejzendorffer, I.R., Gomiero, T., Gonzalez-Bornay, G., Hector, A., Jerkovich, G., Jongman, R.H.G., Kakudidi, E., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Moreno, G., Nkwiine, C., Opio, J., Oschatz, M.L., Paoletti, M.G., Pointereau, P., Pulido, F.J., Sarthou, J.P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Turnbull, L.A., Wolfrum, S., Herzog, F., 2014. Gains to

- species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nat. Commun.* 5, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms5151>
- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R., 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *J. Appl. Ecol.* 42, 1129–1139. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01085.x>
- Snyder, W.E., Snyder, G.B., Finke, D.L., Straub, C.S., 2006. Predator biodiversity strengthens herbivore suppression. *Ecol. Lett.* 9, 789–796. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00922.x>
- Spears, L.R., MacMahon, J.A., 2012. An experimental study of spiders in a shrub-steppe ecosystem: the effects of prey availability and shrub architecture. *J. Arachnol.* 40, 218–227. <https://doi.org/10.1636/P11-87.1>
- Storkey, J., Brooks, D., Haughton, A., Hawes, C., Smith, B.M., Holland, J.M., 2013. Using functional traits to quantify the value of plant communities to invertebrate ecosystem service providers in arable landscapes. *J. Ecol.* 101, 38–46. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12020>
- Strohbach, M.W., Kohler, M.L., Dauber, J., Klimek, S., 2015. High nature value farming: from indication to conservation. *Ecol. Indic.* 57, 557–563. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.021>
- Sunderland, K.D., Samu, F., 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomol. Exp. Appl.* 95, 1–13. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x>
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Arnan, X., Osorio, S., Barril-Graells, H., Da Rocha-Filho, L.C., Bosch, J., 2014. Determinants of spatial distribution in a bee community: nesting resources, flower resources, and body size. *PLoS One* 9, 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097255>
- Triplehorn, C.A., Johnson, N.F., 2005. Borror and Delong's introduction to the study of insects. Thomson Brooks/Cole, Belmont.
- Tscharntke, T., Brandl, R., 2004. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annu. Rev. Entomol.* 49, 405–430. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123339>
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M.H., Jacot, K., 2016. Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agric. Ecosyst. Environ.* 220, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.001>

- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *J. Environ. Manage.* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Uetz, G.W., 1991. Habitat structure and spider foraging, in: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.), *Habitat structure*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 325–348. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3076-9_16
- Uetz, G.W., Halaj, J., Cady, A.B., 1999. Guild structure of spiders in major crops. *J. Arachnol.* <https://doi.org/10.2307/3705998>
- Van de Veire, M., Degheele, D., 1992. Biological control of the western flower thrips, *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae), in glasshouse sweet peppers with *Orius* spp. (Hemiptera: Anthocoridae). A comparative study between *O. niger* (Wolff) and *O. insidiosus* (Say). *Biocontrol Sci. Technol.* 2, 281–283. <https://doi.org/10.1080/09583159209355243>
- van Rijn, P.C.J., Wäckers, F.L., 2016. Nectar accessibility determines fitness, flower choice and abundance of hoverflies that provide natural pest control. *J. Appl. Ecol.* 53, 925–933. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12605>
- Vasconcellos-Neto, J., Messas, Y.F., da Silva Souza, H., Villanueva-Bonilla, G.A., Romero, G.Q., 2017. Spider–plant interactions: an ecological approach, in: Viera, C., Gonzaga, M.O. (Eds.), *Behaviour and ecology of spiders*. Springer International Publishing, pp. 165–214. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65717-2_7
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.M., Baudry, J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012>
- Westrich, P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *Conserv. bees.* <https://doi.org/10.1103/PhysRevB.46.12022>
- White, P.C.L., Jennings, N.V., Renwick, A.R., Barker, N.H.L., 2005. Questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *J. Appl. Ecol.* 42, 421–430. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01032.x>
- Willemart, R.H., Lacava, M., 2017. Foraging strategies of cursorial and ambush spiders, in: Viera, C., Gonzaga, M.O. (Eds.), *Behaviour and ecology of spiders*. Springer International Publishing, Cham, pp. 227–245. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-65717-2>
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G., 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol. Conserv.* 143, 2280–2291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>

- Winfree, R., Griswold, T., Kremen, C., 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conserv. Biol.* 21, 213–223. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00574.x>
- Winqvist, C., Ahnström, J., Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1249, 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x>
- Wise, D.H., 1993. *Spiders in ecological webs*, 1st edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90231-D](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90231-D)
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J.M., Valido, A., Warren, P.H., 2005. Body size in ecological networks. *Trends Ecol. Evol.* 20, 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.005>
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S., 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biol. Conserv.* 143, 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

Chapter 2

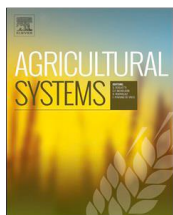
Ecological infrastructures across Mediterranean agroecosystems: Towards an effective tool for evaluating their ecological quality

Infraestructuras ecológicas en agroecosistemas mediterráneos: Hacia una herramienta eficaz para evaluar su calidad ecológica



Infraestructuras ecológicas en agroecosistemas mediterráneos: Hacia una herramienta eficaz para evaluar su calidad ecológica

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, Valeria Trivellone, Marco Moretti, José Tormos, Josep D. Asís



Agricultural Systems 173 (2019) 355-363

DOI: [10.1016/j.agsy.2019.03.017](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.017)

Factor de impacto (2018): 4,131; *Agriculture, multidisciplinary* 1/56 (Q1)

RESUMEN

En el escenario actual de pérdida de biodiversidad en los agroecosistemas, el desarrollo de esquemas adecuados de evaluación resulta fundamental para analizar el estado de esta biodiversidad. En las áreas agrícolas, las infraestructuras ecológicas contribuyen en gran medida a implementar la biodiversidad y los servicios subyacentes, y esta contribución depende de su calidad ecológica. Tomando como base el cuestionario desarrollado por Boller et al. (2004) para áreas templadas, proponemos una herramienta adecuada a la evaluación de la calidad ecológica de parches boscosos, setos y bandas herbáceas asociadas a agroecosistemas mediterráneos (cuestionario simplificado). Dado que las prácticas de manejo y la composición de organismos varían a lo largo de las distintas regiones geográficas, se considera necesaria la implementación de herramientas de evaluación adaptadas a diferentes áreas. El cuestionario simplificado se desarrolló a través de cinco pasos: (i) aplicación del cuestionario de Boller en el campo; (ii) adaptación del cuestionario de Boller; (iii) desarrollo del cuestionario simplificado mediante el análisis y simplificación del cuestionario de Boller; (iv) evaluación de la efectividad del cuestionario simplificado; (v) propuesta de especies indicadoras de plantas asociadas a los diferentes niveles de calidad obtenidos de la aplicación del cuestionario simplificado, como una herramienta adicional y complementaria al proceso de evaluación mediante dicho cuestionario. En La Rioja (España), y mediante la aplicación del cuestionario de Boller, se evaluaron un total de 482 infraestructuras ecológicas, inventariando adicionalmente su

composición florística. Analizamos la relación entre la riqueza de especies de plantas, como un indicador de la biodiversidad global, y las diferentes variables incluidas en el cuestionario de Boller. De acuerdo con estos resultados, se propuso un nuevo cuestionario, compuesto únicamente por aquellas variables significativamente relacionadas con la riqueza de especies de plantas. Nuestros resultados mostraron que los grupos de calidad establecidos al aplicar nuestra propuesta de cuestionario simplificado fueron más consistentes que los obtenidos al usar el cuestionario de Boller. Se obtuvieron un total de 35 especies de plantas como indicadores significativos para los cuatro niveles de calidad extraídos de la aplicación del cuestionario simplificado. Señalamos que el cuestionario simplificado constituye una herramienta de evaluación directa y fácil de aplicar tanto por expertos como por no expertos. También proponemos el procedimiento de desarrollo del cuestionario simplificado como una guía para crear cuestionarios de evaluación adaptados a otros tipos de infraestructuras ecológicas.

Chapter 3

The complementarity between ecological infrastructure types benefits natural enemies and pollinators in a Mediterranean vineyard agroecosystem

La complementariedad entre tipos de infraestructuras ecológicas beneficia a enemigos naturales y polinizadores en un agroecosistema de viñedo mediterráneo



La complementariedad entre tipos de infraestructuras ecológicas beneficia a enemigos naturales y polinizadores en un agroecosistema de viñedo mediterráneo

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

**Annals of
Applied Biology**

Annals of Applied Biology (2019, aceptado para su publicación)

DOI: pendiente de asignación

Factor de impacto (2018): 1,611;

Agriculture, multidisciplinary 13/56 (Q1)

RESUMEN

En el contexto actual que evidencia notables pérdidas de biodiversidad en los agroecosistemas, el mantenimiento de infraestructuras ecológicas resulta crucial para conservar el funcionamiento de los ecosistemas y para preservar servicios ecosistémicos clave como la polinización o el control biológico de plagas, que determinan en gran medida la productividad agrícola y la seguridad alimentaria. El papel que desempeñan infraestructuras ecológicas como los setos o las bandas en el mantenimiento de grupos funcionalmente importantes, incluyendo depredadores, parasitoides y polinizadores, está razonablemente bien investigado en áreas templadas, pero mucho menos documentado en agroecosistemas de la cuenca mediterránea, a pesar de que esta se considera un *hotspot* de biodiversidad prioritario en términos de conservación. En un estudio desarrollado durante el año 2014 en agroecosistemas tradicionales de viñedo del norte de España, utilizando una combinación de diferentes métodos de muestreo, analizamos las comunidades de artrópodos beneficiosos asociadas a cuatro tipos de infraestructuras ecológicas lineales (setos boscosos, setos de rosáceas, bandas herbáceas y bandas de flores), investigando el valor de estos elementos como reservorio de depredadores, parasitoides y polinizadores. Los resultados demuestran que las infraestructuras ecológicas en este agroecosistema de viñedo mediterráneo actúan como soporte para estos grupos de importancia funcional, y que la abundancia, riqueza y distribución de las familias de cada grupo está determinada por los rasgos que caracterizan cada tipo de infraestructura. De esta forma, las infraestructuras ecológicas con un adecuado nivel de diversidad estructural constituyeron

un importante reservorio de depredadores. Por otro lado, los parasitoides y los polinizadores se vieron limitados por la disponibilidad de hospedadores, así como de recursos de polen y néctar. Las bandas de flores, infraestructuras menos complejas pero que ofrecen una gran cantidad de recursos florales, albergaron comunidades más abundantes y ricas de parasitoides y polinizadores. Considerando la variabilidad en las preferencias de hábitat encontrada entre los diferentes taxones de importancia funcional, destacamos la necesidad de preservar distintos tipos de infraestructuras ecológicas en agroecosistemas de viñedos, con el fin de mantener comunidades bien estructuradas de artrópodos beneficiosos y maximizar los servicios subyacentes.

Chapter 4

Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems

El valor de la diversidad de infraestructuras ecológicas en el mantenimiento de los ensamblajes de arañas: Un caso de estudio en agroecosistemas de viñedo mediterráneos



El valor de la diversidad de infraestructuras ecológicas en el mantenimiento de los ensambles de arañas: Un caso de estudio en agroecosistemas de viñedo mediterráneos

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, Estefanía Tobajas, Víctor de Paz, José Tormos, Josep D. Asís



Agriculture, Ecosystems and Environment 265 (2018) 244-253

DOI: [10.1016/j.agee.2018.06.026](https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026)

Factor de impacto (2018): 3,954; *Agriculture, multidisciplinary* 2/56 (Q1)

RESUMEN

En paisajes agrícolas, infraestructuras ecológicas como los setos, las bandas herbáceas o las bandas de flores silvestres, pueden resultar esenciales para la provisión de servicios al ecosistema, y su papel a la hora de mantener y fomentar la diversidad funcional ha sido ampliamente demostrado en zonas templadas. Sin embargo, a pesar de que se considera que la cuenca mediterránea constituye un hotspot de biodiversidad, existe una falta de información con respecto al papel que en esta región desempeñan estos elementos en la conservación de la biodiversidad. Las arañas son depredadores generalistas considerados importantes componentes de la biodiversidad asociada a ecosistemas de viñedo, donde pueden desempeñar un papel destacado en el control natural de poblaciones plaga. No obstante, se desconoce en gran medida la influencia que ejercen las infraestructuras a la hora de dirigir los ensambles de arañas en agroecosistemas de viñedo mediterráneos. En un estudio desarrollado en un área dedicada de forma exclusiva al cultivo tradicional de viñedo (La Rioja, norte de España) analizamos la estructura de los ensambles de arañas en cuatro tipos de infraestructuras lineales, diferentes en cuanto a su diversidad estructural: setos boscosos, setos de rosáceas, bandas herbáceas y bandas de flores. Los ensambles de arañas se analizaron a lo largo de tres niveles de organización: taxón, gremio y grupo de tamaño corporal. La composición taxonómica difirió entre infraestructuras, al igual que ocurrió con la composición de gremios y la distribución de tamaños corporales. La abundancia y riqueza de arañas fue mayor en infraestructuras estructuralmente diversas.

La respuesta al tipo de hábitat difirió entre gremios, pero en términos generales se encontraron mayores densidades de arañas de los distintos gremios asociadas a infraestructuras de tipo seto. Los grupos de tamaño corporal se distribuyeron de manera más equilibrada en las bandas y setos con mayores niveles de diversidad estructural. Nuestros resultados sugieren que, para mantener agrupaciones diversas de estos importantes agentes de control biológico, resulta fundamental preservar infraestructuras ecológicas de tipologías variadas, que presenten un nivel óptimo de complejidad y heterogeneidad.

Chapter 5

Natural enemies and pollinators in organic sweet
cherry orchards: functionally important taxa
respond differently to farming system

*Enemigos naturales y polinizadores en cultivos de
cerezo: taxones funcionalmente importantes responden
de manera diferente al sistema de manejo*



Enemigos naturales y polinizadores en cultivos de cerezo: taxones funcionalmente importantes responden de manera diferente al sistema de manejo

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

Una versión de este capítulo ha sido enviada para su publicación:

Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tormos, J., Asís, J.D., 2019. Natural enemies and pollinators in organic sweet cherry orchards: functionally important taxa respond differently to farming system.

RESUMEN

La implementación de la agricultura ecológica y de las prácticas de manejo más sostenibles que en ella se desarrollan pueden contrarrestar algunos de los efectos negativos provocados por la intensificación agrícola sobre la biodiversidad. La eficacia de algunos servicios ecosistémicos clave, como el control natural de plagas o la polinización, que pueden condicionar la productividad agrícola y la seguridad alimentaria, es dependiente de la biodiversidad. En ecosistemas terrestres, tanto el uso del suelo como las características topográficas actúan como importantes filtros a la hora de configurar la distribución de taxones. Identificar los factores que dirigen los cambios en las poblaciones resulta fundamental para maximizar la abundancia y riqueza de artrópodos beneficiosos, así como de los servicios ecosistémicos subyacentes. Empleando una combinación de diferentes métodos de muestreo, se evaluaron las comunidades de artrópodos beneficiosos en parcelas de cultivo de cerezo tradicional del oeste de España para determinar en qué medida los depredadores, parasitoides y polinizadores se ven condicionados por el sistema de gestión agrícola o sistema de manejo (ecológico frente a convencional) y las características topográficas (orientación de la ladera). La composición de las comunidades difirió entre los dos sistemas de manejo analizados. En general, los taxones dominantes o más representativos de parasitoides y polinizadores se vieron beneficiados por el cultivo ecológico, mientras que los depredadores mostraron un patrón más heterogéneo, exhibiendo diversas respuestas a las características del hábitat. Las características topográficas, aun siendo un factor relevante para algunos de los grupos estudiados, no afectaron fuertemente a las comunidades. Nuestros resultados indican que los efectos del

sistema de cultivo en artrópodos beneficiosos no son fácilmente predecibles. Debido a la variabilidad detectada en las preferencias de hábitat entre diferentes taxones funcionalmente importantes, destacamos la importancia de continuar desentrañando las respuestas específicas de artrópodos beneficiosos a las prácticas de manejo local.

Chapter 6

Farming system and hillside aspect filter
traits and composition of spider assemblages
in Mediterranean cherry orchards

*El sistema de manejo y la orientación de la pendiente
filtran los rasgos y la composición de los ensambles de
arañas en cultivos de cerezo mediterráneos*



El sistema de manejo y la orientación de la pendiente filtran los rasgos y la composición de los ensambles de arañas en cultivos de cerezo mediterráneos

Natalia Rosas-Ramos, Laura Baños-Picón, José Tormos, Josep D. Asís

Una versión de este capítulo ha sido enviada para su publicación:

Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tormos, J., Asís, J.D., 2019. Farming system and hillside aspect filter traits and composition of spider assemblages in Mediterranean cherry orchards.

RESUMEN

Diversas propiedades del hábitat, tales como el tipo de cultivo, el sistema de gestión agrícola, las prácticas de manejo o características topográficas como la orientación de las laderas, pueden actuar como filtros ambientales, seleccionando organismos que comparten rasgos compatibles con dichas condiciones. Las prácticas de manejo implementadas en la agricultura orgánica, más respetuosas con el medio ambiente, parecen resultar beneficiosas para una variedad de taxones, pero aún no se comprende bien el alcance de esos beneficios. En parcelas de cultivo de cerezo del valle del Jerte (Extremadura, España occidental), exploramos la respuesta de la comunidad de arañas al sistema de gestión agrícola o sistema de manejo (orgánico y convencional) y la orientación de la ladera (solana o umbría) desde una perspectiva taxonómica, comportamental y morfológica. Las arañas fueron identificadas hasta nivel taxonómico de familia y distribuidas en clases de tamaño corporal. De acuerdo con sus estrategias para la obtención de alimento, las arañas se clasificaron adicionalmente en gremios y, de cada uno de los gremios representados, se seleccionó una familia, para la que se tomaron medidas de rasgos morfológicos de cada uno de los individuos. Tanto la composición como los rasgos que caracterizan a la comunidad de las arañas se ven determinados por factores locales asociados al sistema de manejo, así como por las condiciones climáticas derivadas de la orientación de la ladera. En términos taxonómicos, las arañas se ven beneficiadas por el cultivo ecológico y por la orientación de umbría. Sin embargo, desde la perspectiva de su estrategia en la obtención de alimento, las arañas responden de manera más heterogénea a estos factores, con importantes variaciones a lo largo de los distintos gremios. Adicionalmente, los rasgos

morfológicos dentro de cada gremio varían en respuesta a prácticas de manejo que constituyen eventos de perturbación condicionantes para cada grupo, lo que da como resultado el filtrado de individuos de menor tamaño corporal. Las diferencias observadas en las arañas entre la respuesta taxonómica, comportamental y morfológica a las propiedades del hábitat resaltan la importancia de examinar sus ensambles desde múltiples perspectivas.

Chapter 7

Conclusions

Conclusiones



1. A consistent criterion to evaluate the ecological quality of woodland patches, hedges and grass strips, in a wide range of Mediterranean agroecosystems is provided. The optimum context would include >2m wide infrastructures with a high structural complexity, without herbicide application, composed by more than five shrub or tree species, some of them being thorny plants, and with the presence of snails and other groups of animals (lizards/small mammals and/or parasitoids, butterflies, bumblebees, longhorn beetles or anthills). Questionnaire adaptation and simplification process can be used as a basis for developing more evaluation tools adapted to other geographical regions (Chapter 1).
2. Ecological infrastructures maintained across traditional vineyard agroecosystems support functionally important groups, including predators, parasitoids and pollinators. Predatory taxa are highly conditioned by the habitat's structural diversity, and ecological infrastructures with a suitable structural complexity—such as hedgerows and grass strips—act as important reservoirs of predators. Parasitoids and pollinators are limited by the availability of hosts and pollen and nectar resources. Flower strips, less complex infrastructures that offer a high amount of floral resources, benefit communities of both parasitoids and pollinators (Chapter 2).
3. In vineyard agroecosystems, spider assemblages are strongly related to ecological infrastructures across the three organization levels evaluated (taxon, guild, and body size). Increases in structural diversity enhance richness and abundance of spiders but also benefit particular guilds and body-size groups. Thus, it is crucial to consider multiple approaches when studying the role of ecological infrastructures in maintaining diversified spider communities, since different organization levels provide supplementary information about how assemblages are structured. A considerable degree of complementarity among infrastructures is shown, which highlights the importance of preserving different types of structurally diverse infrastructures, since each typology favors a specific guild of spiders (Chapter 3).

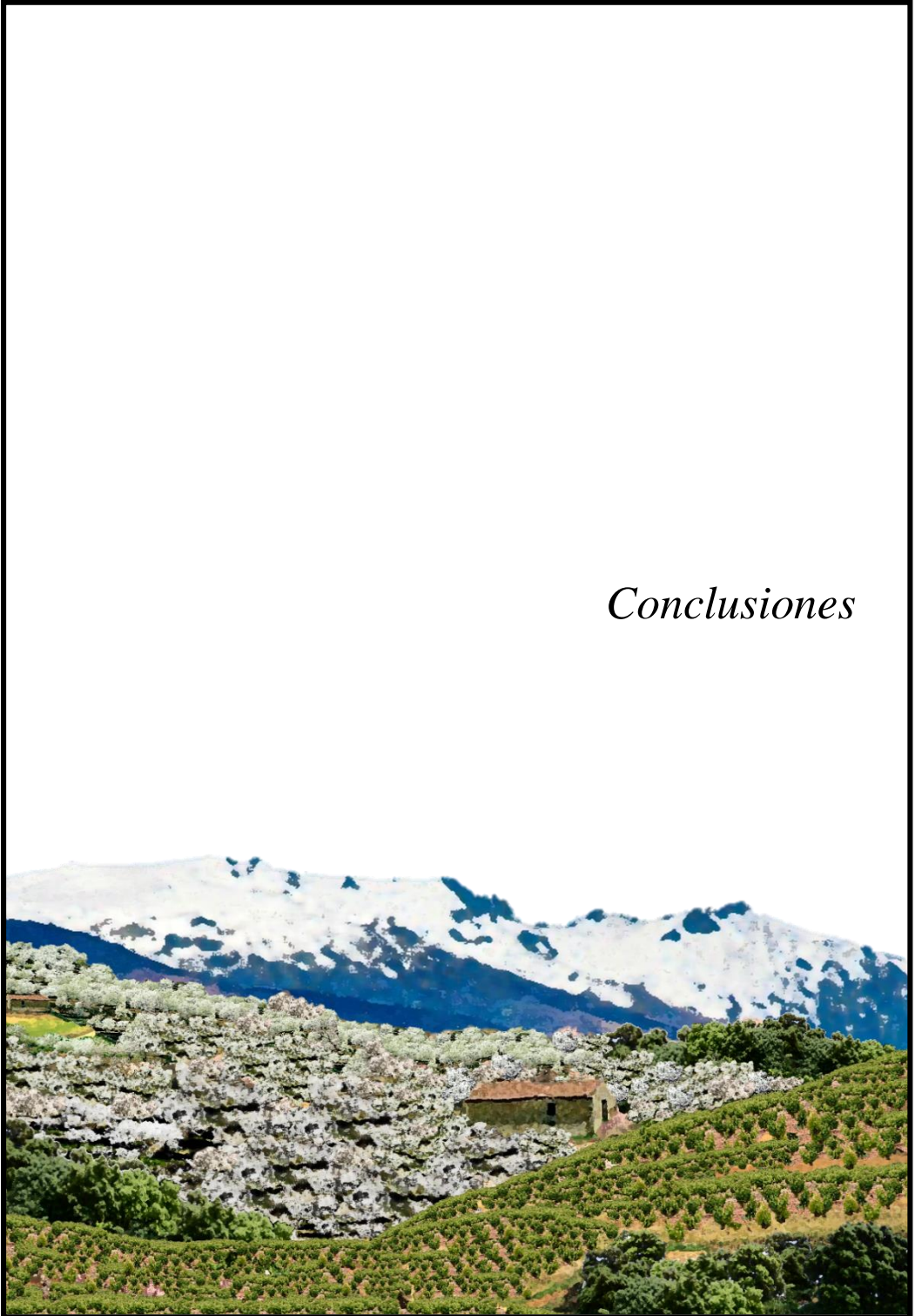
4. Overall, the organic management of orchards favors beneficial arthropods and has a particular positive influence on parasitoid and pollinator taxa. Differences in the response to habitat features among functionally important taxa indicate that the effects of farming system are not easily predictable. The hillside aspect did not seem to strongly shape beneficial arthropod communities. The relationships between the farming system and the abundance and richness of beneficial arthropods depend on the functional group. In organic orchards, communities of predators are richer, and parasitoids are more abundant. Organic farming benefits pollinator communities both in terms of richness and abundance. Some of the dominant predatory taxa, such as several beetle families or various groups of spiders and mites, do not perceive conventional orchards as unsuitable habitats, while pollinators and parasitoids tended to associate more to organic orchards. Thus, predation by the dominant taxa may be less limited by the farming system, whereas parasitism and pollination could be more sensible to the farm management regime (Chapter 4).

5. Both farming system and topographic features act as environmental filters that shape spider assemblages from a taxonomical, behavioral and morphological perspective. From a taxonomical approach, spiders benefit from organic farming and from the shady aspect. However, when evaluating assemblages from a guild perspective, a more heterogeneous pattern is obtained. Thus, spiders with different feeding behaviors vary strongly in their responses, since each guild is limited by specific management practices developed in organic or conventional regimes as well as particular climate conditions of sunny or shady aspect. Morphological traits also vary in response to management practices that constitute conditioning disturbance events for each guild, resulting in filtering smaller individuals within them (Chapter 5).

In summary, within a framework of a more sustainable agriculture, understanding how populations change amongst different management regimes or different disturbance levels is essential to maintain well-structured communities of pollinators and natural enemies and to enhance ecosystem services effectiveness. The preservation of distinct types of structurally diverse ecological infrastructures is important to maintain well-structured assemblages of beneficial arthropods, and particularly of spiders. Conservation

and management practices aimed at establishing florally rich and structurally complex infrastructures should be implemented to maximize underlying services. Organic farming is advisable to be implemented because it benefits many functionally important taxa, but the diverse responses found among some groups make necessary to analyze the effect of specific local management practices. Since responses to farming system can be homogeneous from a taxonomical approach, but more heterogeneous from a guild or morphological perspective, information on organisms' behavior and morphological traits must be incorporated when evaluating community structure.

Conclusiones



1. Se proporciona una herramienta que permite evaluar de manera consistente la calidad ecológica de parches boscosos, setos y bandas herbáceas en agroecosistemas del área mediterránea. De manera óptima, dichas infraestructuras han de tener más de 2 m de anchura y estar libres de aplicación de herbicidas, así como presentar una complejidad estructural elevada y estar compuestas por más de cinco especies de árboles y arbustos, algunos de ellos espinosos, y con la presencia de caracoles y otros grupos de animales (lagartos/pequeños mamíferos y/o parasitoides, mariposas, abejorros, escarabajos longicornios (Cerambycidae) u hormigueros). El proceso seguido en la adaptación y simplificación del cuestionario puede ser utilizado como base para la creación de herramientas de evaluación adaptadas a otras regiones geográficas (Capítulo 1).

2. Las infraestructuras ecológicas persistentes en agroecosistemas tradicionales de viñedo constituyen hábitats que dan soporte a grupos funcionalmente importantes, entre los que se incluyen depredadores, parasitoides y polinizadores. Los taxones depredadores están altamente condicionados por la estructura del hábitat, de manera que infraestructuras ecológicas con una adecuada complejidad estructural, como los setos y las bandas herbáceas, actúan como importantes reservorios de depredadores. Los parasitoides y los polinizadores están limitados por la disponibilidad de hospedadores y de recursos de polen y néctar y, por tanto, se ven beneficiados por las bandas de flores, infraestructuras más simples estructuralmente pero que ofrecen una gran cantidad de recursos florales (Capítulo 2).

3. En los agroecosistemas de viñedo, los ensambles de arañas se relacionan estrechamente con los distintos tipos de infraestructuras ecológicas a lo largo de los tres niveles de organización evaluados (taxonómico, gremial y de tamaño corporal). El incremento de la diversidad estructural hace que aumente la riqueza y la abundancia de arañas, pero también beneficia a gremios y grupos de tamaño corporal particulares. Por lo tanto, considerar múltiples enfoques resulta crucial en el estudio del papel de las infraestructuras ecológicas en el mantenimiento de comunidades diversas de arañas, ya que los diferentes niveles de la organización proporcionan información complementaria sobre cómo se estructuran los ensambles. Es importante preservar diferentes tipos de infraestructuras estructuralmente

diversas, ya que cada tipología favorece a un grupo específico de arañas, mostrando un considerable grado de complementariedad entre ellas (Capítulo 3).

4. En general, el cultivo de cerezo ecológico tiende a favorecer a las comunidades de artrópodos beneficiosos, ejerciendo en particular un efecto positivo sobre taxones de depredadores y parasitoides. Las diferencias en la respuesta a las características del hábitat que exhiben los distintos taxones funcionalmente importantes indican que los efectos del sistema agrícola no son fácilmente predecibles. La orientación de la ladera no parece constituir un factor determinante para las comunidades de artrópodos beneficiosos. Las relaciones entre el sistema de cultivo y la abundancia y riqueza de artrópodos beneficiosos dependen del grupo funcional. En cultivos ecológicos, las comunidades de depredadores son más ricas y los parasitoides son más abundantes. El cultivo ecológico favorece a las comunidades de polinizadores tanto en términos de abundancia como de riqueza. Algunos de los taxones dominantes de depredadores, tales como diversas familias de escarabajos, así como diferentes familias de ácaros y arañas, no perciben los cultivos de cerezo convencionales como hábitats inadecuados, mientras que los polinizadores y los parasitoides tienden a asociarse más con los cultivos ecológicos. Por tanto, la depredación por parte de los taxones dominantes podría estar menos limitada por el sistema de manejo, mientras que el parasitismo y la polinización podrían ser más sensibles a este factor (Capítulo 4).

5. Tanto el sistema de manejo como las características topográficas actúan como filtros ambientales que condicionan la estructura de los ensambles de arañas desde una perspectiva taxonómica, morfológica y de comportamiento. Desde un enfoque taxonómico, las arañas se ven beneficiados por el cultivo ecológico y la orientación de umbría. Sin embargo, al evaluar los ensambles desde una perspectiva gremial, el patrón que se obtiene resulta más heterogéneo. Arañas con diferente comportamiento de alimentación varían mucho en sus respuestas a los factores evaluados, debido a que cada gremio se ve limitado por prácticas particulares de manejo desarrolladas en ecológico o convencional, así como por condiciones climáticas específicas de la orientación de solana o de umbría. Los rasgos morfológicos también varían en respuesta a prácticas de manejo

que constituyen eventos de perturbación condicionantes para cada gremio, eventos que dan como resultado el filtrado de individuos más pequeños dentro de dichos gremios (Capítulo 5).

En definitiva, se puede concluir que, dentro del marco de una agricultura más sostenible, comprender cómo varían las poblaciones entre distintos sistemas de manejo o a lo largo de diferentes niveles de perturbación resulta esencial para mantener comunidades bien estructuradas de enemigos naturales y polinizadores y, por tanto, mejorar la eficacia de los servicios al ecosistema que proporcionan. Preservar distintos tipos de infraestructuras ecológicas estructuralmente diversas es fundamental para mantener ensambles bien estructurados de artrópodos beneficiosos, y en particular de arañas. Se deben implementar prácticas de conservación y manejo destinadas a establecer infraestructuras ricas en recursos florales y estructuralmente complejas, para maximizar los servicios subyacentes. Resulta también aconsejable promover la agricultura ecológica, ya que es un sistema de manejo que beneficia a muchos taxones funcionalmente importantes, pero la diversidad de respuestas encontrada entre grupos hace que sea necesario profundizar en el análisis del efecto de prácticas específicas de manejo a nivel local. Es necesario incorporar información relativa al comportamiento y los rasgos morfológicos de los organismos a la hora de evaluar la estructura de las comunidades de artrópodos, ya que las respuestas al sistema de manejo pueden ser homogéneas cuando se emplea un enfoque taxonómico, pero más heterogéneas aplicando una perspectiva gremial o morfológica.