UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

TESIS DOCTORAL

Título
Análisis de la biodiversidad funcional de enemigos naturales de plagas de un paisaje vitícola mediterráneo
Autor/es
Luis Jiménez García
Director/es
Daniel Jiménez García, Vicente Santiago Marco Mancebón y Ignacio Pérez Moreno
Facultad
Facultad de Ciencia y Tecnología
Titulación
Departamento
Agricultura y Alimentación
Curso Académico

Análisis de la biodiversidad funcional de enemigos naturales de plagas de un paisaje vitícola mediterráneo, tesis doctoral de Luis Jiménez García, dirigida por Daniel Jiménez García, Vicente Santiago Marco Mancebón y Ignacio Pérez Moreno (publicada por la Universidad de La Rioja), se difunde bajo una Licencia Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 3.0 Unported.
Permisos que vayan más allá de lo cubierto por esta licencia pueden solicitarse a los titulares del copyright.

© El autor
© Universidad de La Rioja, Servicio de Publicaciones, 2020
publicaciones.unirioja.es
E-mail: publicaciones@unirioja.es

UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN

Análisis de la biodiversidad funcional de enemigos naturales de plagas de un paisaje vitícola mediterráneo

Memoria presentada por:

M.C. Luis Jiménez García

Para optar al título de Doctor por la Universidad de La Rioja

DIRECTORES DE TESIS:

Dr. Daniel Jiménez García

Dr. Vicente Santiago Marco Mancebón

Dr. Ignacio Pérez Moreno

Logroño, La Rioja, 2020

UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN

PROGRAMA DE DOCTORADO:

ENOLOGÍA, VITICULTURA Y SOSTENIBILIDAD

Memoria presentada por:

M.C. Luis Jiménez García

Para optar al título de Doctor por la Universidad de la Rioja

Análisis de la biodiversidad funcional de enemigos naturales de plagas de un paisaje vitícola mediterráneo

DIRECTORES DE TESIS:

Dr. Daniel Jiménez García

Dr. Vicente Santiago Marco Mancebón

Dr. Ignacio Pérez Moreno

En Logroño a 14 de julio de 2020

UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN

PROGRAMA DE DOCTORADO:

ENOLOGÍA, VITICULTURA Y SOSTENIBILIDAD

Análisis de la biodiversidad funcional de enemigos naturales de plagas de un paisaje vitícola mediterráneo

Memoria presentada por:

M.C. Luis Jiménez García

Para optar al título de Doctor por la Universidad de la Rioja

Fdo.: Luis Jiménez García

V.º B.º del Director

Dr. Daniel Jiménez García

V.º B.º del Director

Dr. Vicente Santiago Marco Mancebón

V.º B.º del Director

Dr. Ignacio Pérez Moreno

Agradecimientos

Esta tesis ha sido financiada con una beca de doctorado al extranjero (número de beca 470335), otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y el Consejo De Ciencia y Tecnología del Estado de Puebla (CONCYTEP).

Esta tesis es dedicada a mis seres queridos, mis hijos Luis Daniel y Jatzibe Taiyari y a mi esposa Yuliana Grisel.

Muchas gracias al Dr. Daniel por las enseñanzas de estos años, también quiero agradecer a mis Padres Daniel y Bertha, a mi hermano Juan.

Agradezco mucho por el apoyo de los Doctores Vicente e Ignacio por su dedicación y también a los compañeros del departamento Agricultura y Alimentación de la Universidad de la Rioja.

Finalmente, agradezco a las familias Marco-Pérez y Pérez-Olarte, por los momentos de convivencia.

La agricultura es la profesión propia del sabio, la más adecuada al sencillo y la ocupación más digna para todo hombre libre.

(Cicerón 106 - 43 a.C.).

Índice

Índice

Índice de contenidos… i

Índice de tablas… iv

Índice de figuras… vii

Resumen… ix

Summary… xv

1. Introducción… 1

1.1. Importancia del cultivo de la vid… 1

1.2. Situación actual y nuevas tendencias en el control de las plagas de la vid…3

1.3. La viticultura convencional y la reducción de la diversidad de artrópodos…5

1.4. Biodiversidad y servicios ecosistémicos… 8

1.5. Servicios ecosistémicos en los agroecosistemas. El control biológico por conservación… 9

1.6. Importancia del paisaje en el control biológico por conservación… 11

1.7. Bibliografía… 13

2. Objetivos… 22

2.1. Objetivo general… 22

2.2. Objetivos particulares… 23

3. Capítulo I. Análisis de la biodiversidad de artrópodos enemigos naturales en diferentes hábitats de un paisaje vitícola mediterráneo … 24

3.1. Introducción… 24

3.2. Objetivos… 26

3.3. Materiales y métodos… 27

3.3.1. Área de estudio… 27

3.3.2. Muestreo de artrópodos… 30

3.3.3. Curvas de acumulación de familias… 34

3.3.4. Estimación de la riqueza potencial de familias… 35

3.3.5. Diversidad verdadera de familias… 37

3.3.6. Índices de paisaje… 39

3.3.7. Análisis estadísticos… 45

3.4. Resultados… 46

3.4.1. Material estudiado… 46

3.4.2. Curvas de acumulación de familias… 64

3.4.3. Estimación de la riqueza potencial de familias… 69

3.4.4. Diversidad verdadera de familias… 72

3.4.5. Relación entre familias de enemigos naturales y hábitats… 73

3.4.6. Índices de paisaje… 75

3.5. Discusión… 80

3.6. Conclusiones… 91

3.7. Bibliografía… 94

4. Capítulo II. Análisis de la biodiversidad de los artrópodos enemigos naturales en viñedos integrados en un paisaje vitícola… 114

4.1. Introducción… 114

4.2. Objetivos… 115

4.3. Materiales y métodos… 115

4.3.1. Área de estudio… 115

4.3.2. Muestreo de artrópodos… 116

4.3.3. Curvas de acumulación, estimación de la riqueza potencial y diversidad verdadera de familias… 118

4.3.4. Diversidad beta entre puntos de muestreo … 119

4.3.5. Influencia de los parches adyacentes sobre el agroecosistema viñedo…120

4.4. Resultados… 120

4.4.1. Material estudiado… 120

4.4.2. Curvas de acumulación de familias de enemigos naturales… 123

4.4.3. Estimación de la riqueza potencial de familias de enemigos naturales…124

4.4.4. Diversidad verdadera de familias de enemigos naturales… 126

4.4.5. Diversidad beta entre puntos de muestreo del agroecosistema viñedo…127

4.4.6. Influencia de los parches adyacentes sobre la biodiversidad de enemigos naturales del agroecosistema viñedo… 128

4.5. Discusión… 129

4.6. Conclusiones… 135

4.7. Bibliografía… 137

Índice de tablas

Tabla 1. Número de ejemplares total y por tipo de trampa (combi y pitfall) de cada familia de enemigos naturales capturados en cada uno de los hábitats estudiados durante el año 2011 (Bm: bosque mediterráneo; Mm: matorral mediterráneo; Ol: olivar; Pr: pradera; Vñ: viñedo)… 47

Tabla 2. Número total de individuos capturados de cada orden y familia en cada una de las fechas de muestreo (F1: 25/04/2011; F2: 02/05/2011; F3: 09/05/2011; F4: 16/05/2011; F5: 23/05/2011; F6: 30/05/2011; F7: 06/06/2011; F8: 13/06/2011; F9: 20/06/2011; F10: 27/06/2011; F11: 28/06/2011; F12: 04/07/2011)… 48

Tabla 3. Riqueza observada y riqueza potencial media de familias de enemigos naturales según los estimadores Chao 1 y Chao 2, para cada tipo de hábitat y de trampa (en este último caso, cada uno por separado y los dos de forma conjunta). Entre paréntesis aparecen los intervalos de confianza (IC) al 95% para cada valor de los estimadores… 70

Tabla 4. Índices de completitud (%) del inventario de familias de enemigos naturales obtenidos para cada tipo de hábitat y de trampa (en este último caso, cada uno por separado y los dos de forma conjunta), calculados según los estimadores Chao 1 y Chao 2… 72

Tabla 5. Media (± error estándar) de la abundancia de individuos capturados de cada una de las Familias de enemigos naturales para las que existen diferencias significativas entre hábitats (Bm: Bosque mediterráneo, Mm: matorral mediterráneo, Ol: olivar, Pr: pradera, Vñ: viñedo)… 74

Tabla 6. Relación entre los índices de paisaje y la diversidad de familias de enemigos naturales, solo considerando las familias donde hubo diferencias significativas (P: p-valor; R: coeficiente de correlación; B: coeficiente que define la ecuación de regresión tras convertir las puntuaciones directas en típicas; A: valor de la t de Student para α = 0,05; F: valor observado de la F de Fisher)… 78

Tabla 7. Número de ejemplares de cada familia de enemigos naturales capturados por año (2012 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall) en el agroecosistema viñedo… 122

Tabla 8. Riqueza observada y riqueza potencial de familias de enemigos naturales según los estimadores Chao 1 y Chao 2, para cada año de muestreo (2011 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall). Entre paréntesis aparecen los intervalos de confianza (IC) al 95% de cada valor de los estimadores… 126

Tabla 9. Índices de completitud (%) del inventario de familias de enemigos naturales del agroecosistema viñedo obtenidos para cada año (2012 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall), calculados a partir de los estimadores Chao 1 y Chao 2… 127

Tabla 10. Matriz de los índices de similitud de Bray-Curtis calculados entre los 17 puntos de muestreo situados en el agroecosistema viñedo durante los años 2012 y 2013. En negrita aparecen marcados los valores superiores a 0,8… 128

Tabla 11. Estadísticos obtenidos en los test no paramétricos de Kruskal-Wallis aplicados a las agrupaciones establecidas con el dendrograma de similitud, considerando los parámetros de abundancia y riqueza de familias de enemigos naturales y considerando las 3 zonas de influencia (50, 100 y 150 m de radio) alrededor de cada punto de muestreo… 130

Índice de figuras

Figura 1. Ortofoto del área de estudio con la localización de los diferentes usos del suelo… 29

Figura 2. Trampas combi (izquierda) y pitfall (derecha) utilizadas en el estudio.

Figura 3. Ortofoto de la zona de estudio con la localización de los 25 puntos de muestreo utilizados en el año 2011… 32

Figura 4. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat bosque mediterráneo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados)… 65

Figura 5. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat matorral mediterráneo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados)… 66

Figura 6. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat pradera en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados)… 67

Figura 7. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat olivar en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados)… 68

Figura 8. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat viñedo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados)… 69

Figura 9. Análisis de relaciones de correspondencia entre las familias de enemigos naturales y el tipo de hábitat. Hábitats: bosque mediterráneo

(Bm), matorral mediterráneo (Mm), olivar (Ol), pradera (Pr) y viñedo (Vñ). Familias: Aeolothripidae (Alt), Anthocoridae (Ant), Aphelinidae (Aph), Braconidae (Brc), Carabidae (Crb), Cecidomyiidae (Ccd), Chrysopidae (Chr), Coccinellidae (Ccc), Daesiidae (Dsd), Dysderidae (Dys), Encyrtidae (Enc), Eulophidae (Elp), Forficulidae (Frf), Formicidae (Frm), Geocoridae (Gcr), Ichneumonidae (Ich), Lycosidae (Lyc), Mantidae (Mnt), Miridae (Mrd), Oxyopidae (Oxy), Pteromalidae (Ptr), Reduviidae (Rdv), Salticidae (Slt), Staphylinidae (Stp), Tachinidae (Tch), Thomisidae (Thm) y Vespidae (Vsp)… 75

Figura 10. Ortofoto de la zona de estudio con la localización de los 17 puntos de muestreo utilizados en los años 2012 y 2013. Los círculos rojo, azul y verde representan las zonas de influencia establecidas a 50, 100 y 150 m, respectivamente, alrededor de cada uno de los puntos de muestreo… 118

Figura 11. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturados en el viñedo durante los años 2012 y 2013, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (número de individuos capturados)… 125

Figura 12. Dendrograma de similitud del índice de Bray-Curtis de los 17 puntos de muestreo situados en el agroecosistema viñedo durante los años 2012 y 2013… 129

Resumen

La agricultura está ocupando en la actualidad una importante proporción de la tierra fértil del Planeta, habiendo reemplazado a enormes superficies de hábitats naturales diversos. De entre las diferentes plantas que cultiva el ser humano, la vid está considerada como una de las más importantes a nivel mundial, de España y de La Rioja, debido a su enorme repercusión económica, social, cultural y ambiental-paisajística. La agricultura y, más concretamente, la viticultura que se viene practicando de modo generalizado en los últimos decenios ha traído consigo, entre otros efectos, el establecimiento de grandes zonas de monocultivo, la práctica generalizada del laboreo intensivo, el uso de maquinaria pesada, el empleo de pocos genotipos de vid y el uso recurrente y masivo de productos fitosanitarios. La aplicación de esta forma de viticultura ha acarreado, entre otras consecuencias, una importante reducción de la biodiversidad de los agroecosistemas vitícolas y, dentro de ella, de la del grupo funcional de los enemigos naturales de las plagas, particularmente, de los pertenecientes al Phylum Arthropoda. En una situación como la descrita, los hábitats seminaturales integrados en los paisajes vitícolas tienen un gran valor al representar reservorios para la biodiversidad, incluida la de aquellos artrópodos que brindan el servicio ecosistémico del control biológico de plagas. En este contexto, en la presente tesis se planteó el objetivo de evaluar, a nivel taxonómico de familia, la biodiversidad de enemigos naturales depredadores y parasitoides presentes en viñedo y en otros cuatro hábitats principales (olivar, pradera, matorral mediterráneo y bosque mediterráneo) que, junto al viñedo, forman parte de un paisaje vitícola mediterráneo situado en La Rioja (España),

así como ampliar conocimientos sobre las interacciones que se producen en el paisaje entre los diferentes tipos de hábitats y las comunidades de artrópodos enemigos naturales presentes en ellos.

Para conseguir dicho objetivo se llevaron a cabo muestreos sistemáticos de artrópodos pertenecientes a familias que incluyen especies del grupo funcional de los enemigos naturales de plagas (depredadores y parasitoides) en el área de estudio, mediante parejas de trampas pitfall y combi. Los muestreos se llevaron a cabo en el año 2011 en cinco puntos de cada uno de los cinco hábitats más significativos antes mencionados, y en 2012 y 2013 en 17 puntos, todos ellos en viñedo. Para determinar el nivel de completitud de los inventarios obtenidos se construyeron las correspondientes curvas de acumulación de familias. Además, mediante la determinación de los estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2 se evaluó la eficiencia de los muestreos realizados, a la vez que se estimaba la riqueza potencial de familias en los hábitats correspondientes. También se determinó la diversidad verdadera de familias en todos esos hábitats. Con los datos recogidos en 2011 se utilizaron índices o métricas de paisaje para analizar el efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre las comunidades de familias de enemigos naturales recolectadas en los distintos hábitats. Finalmente, con los datos correspondientes a los años 2012 y 2013, se estimaron diferencias y similitudes entre los puntos de muestreo de los viñedos, basadas en datos de abundancia de las familias de enemigos naturales utilizando la medida de distancias no euclidianas que ofrece el índice de similitud de Bray-Curtis. Además, se evaluó el posible efecto de la vegetación circundante sobre la abundancia y diversidad

de esas familias en esos mismos puntos de muestreo estableciendo zonas de influencia a las distancias de 50, 100 y 150 m alrededor de cada uno de ellos.

Considerando el conjunto de todas las capturas recolectadas en 2011 en viñedo, olivar, pradera, matorral mediterráneo y bosque mediterráneo, se identificaron, hasta el nivel taxonómico de familia, 28 647 ejemplares de artrópodos pertenecientes a 27 familias que contienen especies depredadoras y parasitoides. Estas familias están incluidas, a su vez, en los 10 órdenes siguientes: Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera, Solifugae y Thysanoptera. La pradera fue el hábitat en el que se recolectó la mayor abundancia de individuos, con casi el 71% del total, mientras que en olivar y viñedo se capturó, aproximadamente, el 8% en ambos hábitats, en bosque mediterráneo el 7%, y en matorral mediterráneo el 6%. Sin considerar las capturas de la familia Formicidae, que fueron ampliamente mayoritarias (19 396 ejemplares), las diferencias de abundancia entre hábitats fueron mucho menos marcadas (pradera: 30,5%, bosque mediterráneo: 22,5%, olivar: 17%, viñedo: 18% y matorral mediterráneo: 12%). Las curvas de acumulación de familias obtenidas en los cinco hábitats estudiados considerando el total de ejemplares capturados en los dos tipos de trampas, alcanzaron la zona de aproximación progresiva a una asíntota, lo que indica que el esfuerzo de muestreo realizado fue suficiente para obtener una adecuada completitud del inventario en todos los casos. En esta misma línea, la obtención en todos los hábitats de valores superiores al 92 % para los estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2 indicó una elevada eficiencia de los muestreos realizados en todos ellos. El bosque mediterráneo mostró el valor más alto de diversidad verdadera, seguido

del viñedo, olivar, matorral mediterráneo y pradera, por este orden. La pradera mostró una correlación significativa solo con familias de depredadores, mientras que la mayoría de las familias de parasitoides la tuvieron con el bosque mediterráneo. Los dos agroecosistemas estudiados (viñedo y olivar) y el matorral mediterráneo presentaron una correlación significativa con las mismas familias de enemigos naturales. La abundancia de las familias Lycosidae, Aeolothripidae, Carabidae, Tachinidae, Braconidae, Ichneumonidae, Coccinellidae, Staphylinidae, Formicidae, Forficulidae y Cecidomyiidae tuvo correlación con diversos índices de paisaje y, por tanto, con la heterogeneidad del mismo, cuantificada a través de dichos índices. La familia de arañas Lycosidae mostró el mayor nivel de correlación observado en el presente trabajo y lo hizo con la métrica de agregación o contagio —Distancia euclidiana al vecino más cercano" que mide el grado de agregación o agrupamiento de los tipos de parches. Esta correlación resultó, además, ser positiva. La familia Aeolothripidae estuvo fuerte y positivamente correlacionada con tres índices de grupos de métricas diferentes: —Círculo circunscrito relacionado" que pertenece al grupo de métricas de área y borde, —Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica número de zonas de núcleo" que es una métrica de núcleo e —Índice de proximidad" que es una métrica de agregación. También la familia Carabidae mostró una fuerte correlación, en este caso negativa, con índices de paisaje de tres grupos de métricas distintos: con el de área y borde —Área del parche", con el de forma —Ratio perímetro-área del parche" y con el de agregación —Distancia euclidiana al vecino más cercano". Esta familia también se correlacionó fuerte y negativamente con el índice de paisaje —Altitud".

Considerando el conjunto de todas las capturas recolectadas en 2012 y 2013 en el agroecosistema viñedo integrado en el paisaje estudiado, se identificaron, hasta el nivel taxonómico de familia, 8 159 ejemplares de artrópodos pertenecientes a 27 familias que contienen especies depredadoras y parasitoides. Estas familias están incluidas, a su vez, en los 9 órdenes siguientes: Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera y Thysanoptera. Con diferencia, La familia más abundante fue Formicidae que incluyó el 60,1% del total de individuos capturados. La abundancia de la segunda familia más numerosa (Carabidae) descendió ya al 12,1%. A nivel de orden, si se excluyen los ejemplares de la familia Formicidae, destacó por su abundancia Coleoptera con el 27,5% del total de individuos recolectados, mientras que varios de los órdenes representados resultaron ser muy poco abundantes (Dermaptera, Neuroptera y Mantodea con el 0,2%, 0,1% y < 0,1% del total de ejemplares capturados, respectivamente). El extremo superior de la curva de acumulación de familias obtenida cuando se considera el total de ejemplares capturados llega a ser paralelo al eje x, lo que indica que la completitud del inventario obtenido en este caso fue del 100%. En esta misma línea, los estimadores Chao 1 y Chao 2 fueron superiores al 92%, lo que indica que el muestreo realizado fue eficiente. El número efectivo de familias obtenido en este caso fue de 4,44, diversidad que resultó ser 1,45 veces superior a la encontrada en viñedo en el año 2011. El dendrograma de similitud del índice de Bray-Curtis mostró tres grupos de puntos de muestreo, existiendo subgrupos con índices de similitud superiores a 0,8 dentro de dos de ellos. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres grupos de

puntos de muestreo, ni en relación con la abundancia de individuos ni en relación con la riqueza de familias. Tampoco se encontraron diferencias cuando los datos se compararon entre años de muestreo. En el paisaje vitícola estudiado, la proporción de usos del suelo en las tres zonas de influencia establecidas alrededor de cada punto de muestreo (50, 100 y 150 m de radio) no provocó la aparición de diferencias estadísticamente significativas entre los tres grupos de puntos ni en relación con la abundancia de individuos ni en relación con la riqueza de familias.

Summary

Agriculture is currently occupying a significant proportion of the fertile land surface of the Earth, having replaced huge areas of diverse natural habitats. The vine is considered one of the most important crops worldwide, but also in Spain and La Rioja, due to its great economic, social, cultural and environmental-landscape impact. Conventional farming and viticulture practiced in the recent decades, has brought about, among other effects, the establishment of large monoculture areas, the widespread use of intensive tillage, the use of heavy machinery, the use of few vine genotypes, and the recurrent and massive use of plant protection products. This kind of viticulture has brought, among other consequences, a significant reduction in the biodiversity of wine-growing agroecosystems, especially of the arthropods belonging to the functional group of natural enemies of pests. In such a situation, semi-natural habitats integrated into wine-growing landscapes have great value as reservoirs of biodiversity, including arthropods that provide the ecosystem service of biological pest control.

In this context, the central aim of this thesis was to analyse, at the family taxonomic level, the biodiversity of natural enemies (predators and parasitoids) present in the vineyard, olive groves, meadow, Mediterranean scrub and Mediterranean forest that are integrated in a wine-growing landscape located in La Rioja (Spain). In addition, the knowledge about the interactions that occur between these different types of habitats and the communities of natural enemies will be expanded.

To achieve this objective, systematic sampling of arthropods belonging to families that include species from the functional group of natural enemies of pest (predators and parasitoids) were carried out in the study area using pairs of pitfall and combi traps. The samplings were carried out in 2011 in each of the five above-mentioned habitats, whilst in 2012 and 2013 were conducted at 17 points, all of them in vineyards. To determine the completeness of the inventories, the corresponding family accumulation curves were obtained. In addition, the efficiency of the samplings was evaluated by determining the non-parametric estimators Chao 1 and Chao 2. At the same time, using these estimators, the true richness of the communities was estimated. Landscape indices were used to analyse the effect of the landscape heterogeneity on the communities of natural enemies collected in 2011 in the different habitats. On the other hand, the non-Euclidean distance measures offered by the Bray-Curtis dissimilarity index (based on abundance data of the families of natural enemies captured the years 2012 and 2013) were used to quantify differences and similarities between the sampling points of the vineyards. In addition, the possible effect of the surrounding vegetation on the abundance and diversity of these families at those sampling points was evaluated by establishing buffers at distances of 50, 100 and 150 m from each point.

Considering all the individuals collected in 2011 in vineyard, olive groves, meadow, Mediterranean scrub and Mediterranean forest, 28 647 arthropod specimens, belonging to 27 families containing predators and parasitoids species, were classified up to the family taxonomic level. These families are included in the following 10 orders: Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera, Solifugae and Thysanoptera.

The greatest abundance was collected in the meadow, with almost 71% of the total captures. In the olive groves and vineyard, about 8% of the individuals were collected in both habitats, about 7%, in the Mediterranean forest and about 6%, in the Mediterranean scrub. However, if the family Formicidae (which include most individuals -19,396-) is not considered, the differences in abundance among habitats were much lower (meadow: 30.5%, Mediterranean forest: 22.5%, olive groves: 17%, vineyard: 18% and Mediterranean scrub: 12%). Considering the total number of specimens captured in each of the five habitats, the family accumulation curves reached the asymptote with the invested sampling effort, indicating that this effort was enough to reach complete inventories. Similarly, a high efficiency of the samplings carried out in all habitats was also demonstrated by the high values obtained for the non-parametric estimators Chao 1 and Chao 2 (higher than 92% in all cases). The Mediterranean forest showed the highest value of true diversity, followed by the vineyard, olive groves, Mediterranean scrub and meadow, in this order. The meadow showed a significant correlation only with predator families, while the majority of parasitoid families were correlated with the Mediterranean forest. The two studied agroecosystems (vineyard and olive groves) and the Mediterranean scrub were significantly correlated with the same families of natural enemies. The abundance of the families Lycosidae, Aeolothripidae, Carabidae, Tachinidae, Braconidae, Ichneumonidae, Coccinellidae, Staphylinidae, Formicidae, Forficulidae and Cecidomyiidae was correlated with various landscape indices and, therefore, with the landscape heterogeneity. The family of spiders Lycosidae showed the highest level of correlation (positive in this case) observed in the present work. It did so with the contagion metric

"Euclidean nearest neighbor distance". This metric, together with the "Proximity index", measures the aggregation level of the different patches. The family Aeolothripidae was strongly and positively correlated with three indices of different metric groups: —Related circumscribing circle" that belongs to the area and border metric group, —Percentile of the distribution ordered by range of all the patches of the same class for the number of core areas metric" which is a core metric, and —Proximity Index" which is an aggregation metric. The Carabidae family also showed a strong correlation, in this case negative, with landscape indices of three different metric groups: with the metric of area and border —Patch area", with the metric of form —Perimeter-area ratio of the patch" and with the metric of aggregation "Euclidean nearest neighbor distance". This family was also strongly and negatively correlated with the "Altitude" landscape index.

Considering all the captures collected in 2012 and 2013 in the wine-growing agroecosystems integrated into the studied landscape, 8,159 arthropod specimens belonging to 27 families containing predator and parasitoid species were identified up to the family taxonomic level. These families are included in the following 9 orders: Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera and Thysanoptera. Formicidae was by far the most abundant family, containing 60.1% of the total captures. The abundance of the second most numerous family (Carabidae) decreased to 12.1%. At the order level, if the family Formicidae is excluded, Coleoptera was the most abundant, containing 27.5% of the total collected individuals. By contrast, several orders represented in the present work were rare (Dermaptera, Neuroptera and Mantodea that included 0.2%, 0.1% and <0.1% of

the total captures, respectively). Considering the total number of captures, the family accumulation curve becomes parallel to the x-axis, indicating that the completeness of the inventory obtained in this case was 100%. In addition, the obtained non-parametric estimators Chao 1 and Chao 2 were higher than 92%, indicating that the sampling effort was enough. The effective number of families obtained in this case was 4.44, which is 1.45 times greater than that found in the same agroecosystem in 2011. The Bray-Curtis index similarity dendrogram showed three groups of sampling points, with subgroups with similarity indexes greater than 0.8 within two of them. However, no statistically significant differences were found among these groups of sampling points, neither in relation to the abundance of individuals nor in relation to the richness of families. Likewise, no significative differences were found when the data were compared between years of sampling. In the landscape studied, the proportion of land uses in the three buffers established around each sampling point (50, 100 and 150 m) do not result in statistically significant differences among the three groups of points nor in relation to the abundance of individuals or in relation to the richness of families.

1. Introducción

1. Introducción

1.1. Importancia del cultivo de la vid

Las actividades que desarrolla el ser humano relacionadas con los usos del suelo generan impactos de importancia global (Foley *et al.*, 2005). De entre estas actividades, destaca la agricultura, ya que hace uso de casi el 40% de la superficie terrestre libre de hielo y que, por ello, ha reemplazado hábitats naturales diversos como bosques, sabanas y praderas (Foley *et al*., 2005). De entre las diferentes plantas que cultiva el ser humano, la vid está considerada como una de las más importantes a nivel mundial debido a su enorme repercusión económica, social, cultural y ambiental-paisajística.

La gran importancia socioeconómica de este cultivo viene refrendada por el hecho de ocupar una superficie de unos 7,4 millones de hectáreas (OIV, 2019), ampliamente repartidas por todo el mundo, estando presente en ambos hemisferios, desde regiones templadas hasta tropicales, aunque hay una mayor concentración en las zonas que disponen de climas con veranos relativamente secos y cálidos, donde convive con otras especies termófilas (Kratschmer *et al*., 2018). Cerca del 70% de la superficie cultivada se concentra en 10 países: España (969 mil hectáreas –mha-), China (875 mha), Francia (789 mha), Italia (702 mha) Turquía (448 mha), EE.UU. (430 mha), Argentina (219 mha), Chile (212 mha), Portugal (192 mha) y Rumanía (191 mha) (OIV, 2019). La gran mayoría de esta superficie se dedica a la producción de uva para vinificación. En el año 2018, la producción mundial de vino fue de 292,3 millones de hectolitros (mill. de hl), siendo los principales países elaboradores Italia (54,8 mill. de hl), España (44,4 mill. de hl) y Francia (41,9 mill. de hl) (OIV,

2019). En ese mismo año, la suma de las exportaciones de este producto, incluidos todos los países, alcanzó un volumen de 108 mill. de hl y un valor de 31 300 mill. de euros (OIV, 2019). La importancia social del cultivo de la vid se ve reforzada, además, por el elevado número de explotaciones y de viticultores implicados, con el impacto que ello supone de cara a la fijación de la población en el medio rural, principalmente en Europa. En concreto, según la Conferencia Española de Consejos Reguladores Vitivinícolas (CECRV) el número total de explotaciones de viñedo en España era de 512 419 en 2018, mostrando un elevado grado de atomización, dado que la gran mayoría de ellas (el 69%) eran inferiores a media hectárea, mientras que solo el 4% tenían un tamaño de más de 10 ha (CECRV, 2018).

El vino es el principal producto derivado del cultivo de la vid y se ha convertido en un referente de gran importancia cultural para muchos países. No hay que olvidar que los antiguos griegos y romanos reservaron para él un importante lugar en sus vidas, llegando a convertirse en un elemento clave de la civilización occidental (Trujillo, 2008). Un claro ejemplo de ello es su utilización, a lo largo de la historia, en ceremonias religiosas y como elemento festivo, medicamento o incluso antiséptico García Trujillo and Mudarra Prieto, 2008), entre otros usos.

Además de todo lo anterior, es preciso destacar también la importancia del cultivo de la vid desde un punto de vista ambiental-paisajístico. La vid es una especie típicamente leñosa, que se cultiva tanto en terrenos llanos como con inclinación variable, pudiendo encontrarse, incluso, en laderas con pendientes muy pronunciadas (García-Ruiz, 2010), como es el caso de los viñedos de montaña de ambientes mediterráneos (Cots-Folch *et al*., 2006).

Además, como ya se ha comentado en el caso de España, los viñedos ocupan, generalmente, parcelas relativamente pequeñas, donde el suelo suele mantenerse mediante laboreo en secano y con cubierta vegetal espontánea en regadío y en secano, pero en zonas con lluvias suficientes en época estival, con áreas no cultivadas adyacentes y encontrándose a menudo asociadas a setos perimetrales (Gonçalves *et al*., 2018). De este modo, el cultivo de la vid se mantiene en grandes extensiones como una cobertura vegetal permanente de modo que contribuye a prevenir la erosión y la desertificación, así como a la gestión sostenible de los recursos hídricos (Martín de Santa Olalla, 1994). Por otro lado, los viñedos se integran en el paisaje al establecerse como elementos antropizados, actuando, de este modo, como constituyentes básicos del mismo.

En definitiva, son muchas las evidencias que demuestran la enorme importancia que, a nivel mundial, tiene el cultivo de la vid desde las perspectivas económica, social, cultural y ambiental-paisajística.

1.2. Situación actual y nuevas tendencias en el control de las plagas de la vid

Tanto la producción vitícola en general, como la calidad de los vinos en particular, se ven amenazados por la acción de agentes que causan daños al cultivo. Efectivamente, la vid es sensible al ataque de más de 100 organismos fitófagos, entre los que destacan especies plaga pertenecientes a los órdenes de insectos Lepidoptera, Hemiptera, Coleoptera y Thysanoptera, y a las familias de ácaros Tetranychidae y Eriophyidae. Es interesante señalar que la importancia relativa y absoluta de una plaga en un lugar determinado puede

depender del destino de la uva, así como de las condiciones ambientales en las que tiene lugar el cultivo (Bentley *et al*., 2005).

Desde hace ya décadas, las estrategias de control de plagas de la vid han usado, y abusado, de los tratamientos químicos. Sin embargo, el control químico no puede, ni debe, ser el único método a emplear. La aparición de resistencias, la eliminación de la fauna auxiliar, los impactos medioambientales negativos, los riesgos para la salud, etc., obligan a la búsqueda de un manejo de plagas más coherente y global. Las bases de este cambio de orientación se pusieron ya claramente de manifiesto en el —esquema de prioridades" que la Organización Internacional para la Lucha Biológica e Integrada (OILB) adoptó para la protección vegetal en el contexto de una Agricultura Sostenible (Boller *et al.*, 1998; IOBC/WPRS, 1995) y que, hoy día, es mayoritariamente aceptado. Según este esquema, se concede la mayor prioridad a las medidas preventivas o medidas indirectas de control, entre las que se incluye el uso óptimo de los recursos naturales, la eliminación de prácticas agrícolas con impacto negativo sobre el agroecosistema y la protección y aumento de los enemigos naturales (control biológico por conservación). A todo ello, se une una legislación en proceso de cambio, cada vez más exigente y restrictiva con el uso de productos fitosanitarios y en favor de esas otras herramientas alternativas eficaces, tanto desde el punto de vista económico como ecológico, y que, a su vez, minimizan los riesgos sobre la salud humana. Esta exigencia legislativa, en buena medida, deriva del hecho observado de que la mayoría de los programas de Manejo Integrado de Plagas (IPM) se han desviado de sus fundamentos ecológicos, para convertirse en esquemas de —Manejo Inteligente

de Pesticidas" y han fallado en integrar la teoría ecológica en la práctica (Nicholls, 2010).

En este contexto, las prácticas actuales en la protección del viñedo, al igual que en el resto de los agroecosistemas, se encuentran en una fase de transición entre la situación tradicional, basada en el empleo masivo de productos químicos convencionales (tóxicos, persistentes y poco selectivos), y el IPM, donde el uso de estos compuestos queda reducido para dar prioridad a la acción limitante del propio medio ambiente y al empleo de técnicas compatibles que cumplan a la vez las exigencias ecológicas, toxicológicas y económicas (Dent, 1993).

En definitiva, se observa que en el manejo actual de las plagas de la vid, siendo todavía una realidad el uso mayoritario de plaguicidas, está teniendo lugar una progresiva evolución hacia la utilización de herramientas más acordes con el IPM, entre las que se considera que debe adquirir un papel cada vez más preponderante el control biológico en el que los artrópodos depredadores y parasitoides de las plagas son, junto con los microrganismos entomopatógenos, los grandes protagonistas.

1.3. La viticultura convencional y la reducción de la diversidad de artrópodos

Tradicionalmente, los biólogos y ecólogos han mostrado una seria preocupación por la reducción que, a nivel mundial, sufre la biodiversidad de vertebrados terrestres y acuáticos (Ceballos and Ehrlich, 2002; Pimm and Raven, 2000; Wilson, 2002). Sin embargo, en tiempos más recientes, los científicos han comenzado a manifestar también una preocupación similar por

determinados taxones de invertebrados, particularmente por los artrópodos (Tarjuelo *et al.*, 2019) y, dentro de ellos, por los insectos (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019; Wagner, 2020).

Actualmente, tanto la biodiversidad de artrópodos en general como la de insectos en particular, se encuentra gravemente amenazada a escala mundial, siendo unas de las principales causas la pérdida de hábitats naturales debido a su conversión en áreas de agricultura convencional y a muchas de las prácticas que utiliza intensivamente esta última (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019; Seibold *et al*., 2019; Tarjuelo *et al.*, 2019). Como se ha comentado en un apartado anterior, la vid es uno de los cultivos que ocupa más superficie a nivel mundial, destacando el continente europeo, en el que se concentra aproximadamente el 33% de la producción (Sardaro *et al*., 2017) y España en particular, que es el país con más superficie de viñedo del mundo, con casi un millón de ha cultivadas (OIV, 2019).

El cultivo de la vid en España ha seguido la tendencia general de la agricultura convencional practicada desde mediados del siglo XX, con la llegada de la revolución verde, y en la que se lleva a cabo una producción a gran escala estableciendo grandes zonas de monocultivo (Donald *et al.*, 2006; MacDonald *et al*., 2012) en las que, además, se emplean pocos genotipos de la especie cultivada, hecho que favorece la reducción de la biodiversidad en los agroecosistemas (Kleijn *et al*., 2011; Uchida and Ushimaru, 2014).

Otras prácticas propias de la viticultura convencional contribuyen también a ejercer una fuerte presión sobre la persistencia de muchos organismos vivos. Una de ellas es el laboreo intensivo que, además de eliminar

la comunidad de arvenses, hace uso de maquinaria pesada provocando la compactación del suelo y la disminución de la infiltración del agua, lo que favorece la escorrentía y la erosión, así como la reducción de su contenido en materia orgánica y, por tanto, de la biodiversidad edáfica (Chevigny *et al*., 2014; Foley *et al*., 2005; Keesstra *et al*., 2016; Sutcliffe *et al*., 2015).

Otra práctica habitual de este tipo de viticultura es el empleo indiscriminado de una gran cantidad de productos fitosanitarios (Aubertot *et al*., 2005). Cada año se aplican en el mundo, aproximadamente, 2,4 millones de toneladas de estos productos con el propósito de prevenir y limitar la presencia de plagas, enfermedades y malas hierbas en los agroecosistemas y así obtener mayores rendimientos en los cultivos (García-García *et al*., 2012; Meffe and de Bustamante, 2014). Muchos de los productos fitosanitarios utilizados son poco selectivos, muy persistentes y se acumulan en el suelo, el agua, la atmósfera y los organismos vivos (Fenner *et al*., 2013) provocando, por ejemplo, importantes efectos toxicológicos y de alteración del normal funcionamiento del sistema endocrino y reproductivo de los vertebrados, incluso a dosis muy bajas (Di Renzo *et al*., 2015; Diamanti-Kandarakis *et al*., 2009; Kohler and Triebskorn, 2013). En el caso concreto de los agroecosistemas vitícolas, el uso masivo de fitosanitarios no selectivos incide negativamente en la biodiversidad presente en ellos, provocando la desaparición o la disminución de la densidad de las poblaciones de, entre otros organismos, los artrópodos enemigos naturales de las plagas (Druart *et al*., 2011; Provost and Pedneault, 2016).

Por todos estos efectos negativos, se hace urgente la necesidad de aplicar prácticas compatibles con la Agricultura Sostenible, cuyo objetivo es asegurar la producción agrícola, considerar los requerimientos sociales y evitar

efectos dañinos sobre el medio ambiente, entre ellos, la reducción de la biodiversidad (Garibaldi *et al*., 2015).

1.4. Biodiversidad y servicios ecosistémicos

Según el Convenio sobre Diversidad Biológica consensuado durante la celebración en 1992 de la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro, la biodiversidad se define como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos los ecosistemas terrestres y marinos y otros sistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende, así, la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (ONU, 1992).

El ser humano está manifestando un interés creciente por conocer, conservar e incluso incrementar la biodiversidad, al ser la base de los enormes beneficios que le aportan los ecosistemas. Así, de modo muy general, se definen los servicios ecosistémicos (ES) como todos aquellos beneficios que la naturaleza ofrece para las personas (Vialatte *et al.*, 2019). Según la Fundación Biodiversidad, los ecosistemas proporcionan servicios utilitarios que se pueden clasificar en cuatro grupos (Fundación Biodiversidad, 2010): 1) servicios de base, que son procesos esenciales para el ser humano y para el mantenimiento mismo de la vida en la Tierra tal y como la conocemos (por ejemplo, la formación de suelo); 2) servicios de suministro, a través de los cuales proporcionan los recursos biológicos relacionados con la producción y el consumo, como es el caso de los alimentos; 3) servicios culturales, que son determinantes para el desarrollo personal y la calidad de vida del ser humano, como ocurre con los valores estéticos y paisajísticos; y 4) servicios de

regulación de procesos, de gran importancia para el propio ser humano, como la polinización o la regulación de las poblaciones de los agentes perjudiciales para los cultivos.

Los ES son llevados a cabo por la llamada diversidad funcional, para la que se han propuesto diversas definiciones por parte de distintos autores. Así, Díaz y Cabido (2001) la definen como como el número, tipo y distribución de funciones realizadas por organismos dentro de un ecosistema que se divide en grupos funcionales, considerando que un grupo funcional es el conjunto de especies que tienen un papel semejante en el funcionamiento del ecosistema. Por su parte, Tesfaye *et al.* (2003) la definen como la multiplicidad funcional dentro de una comunidad, mientras que Tilman (2001) dio una definición más específica al señalar que se trata del valor y el rango de las especies y de los rasgos de los organismos que influyen en el funcionamiento del ecosistema.

1.5. Servicios ecosistémicos en los agroecosistemas. El control biológico por conservación

Hoy en día, y centrando la perspectiva en los agroecosistemas, existe una clara tendencia que empieza a reconocer el papel y la importancia que juega la biodiversidad en el funcionamiento de los mismos, a través de proporcionar una gran variedad de ES (Balvanera *et al*., 2005; Kremen *et al*., 2004). En este sentido, Swift and Anderson (1993) agruparon la biodiversidad presente en los agroecosistemas en: 1) biota productiva, que incluye a los cultivos y a los animales elegidos por el ser humano para la producción y que desempeñan un papel determinante en la diversidad y complejidad del agroecosistema; 2) biota destructiva, en la que se ubican las plagas, patógenos

y malas hierbas y que deben ser manejados para evitar daños no tolerables por parte de ellos; y 3) biota beneficiosa, que engloba a los organismos que contribuyen a la productividad a través de funciones tan importantes como la descomposición, la polinización y el control biológico de plagas, enfermedades y malas hierbas, entre otras.

La biota beneficiosa incluye, por tanto, una parte muy importante de la diversidad funcional de los agroecosistemas. Así, la potenciación de su presencia, y junto con ella, de la de todos los ES que proporciona, es un factor fundamental para conseguir que la Agricultura Sostenible sea una realidad (DeFries *et al.*, 2004; Tsiafouli *et al.*, 2015). En este sentido, resulta especialmente relevante la biota beneficiosa integrada por los grupos funcionales que, de forma directa o indirecta, intervienen en la amortiguación de las poblaciones de las plagas y enfermedades que afectan a los cultivos, así como de las malas hierbas que compiten con ellos por los recursos limitados (Begum *et al.*, 2006; Thomson and Hoffmann, 2013, 2009).

En este contexto, el control biológico se ha definido por diversos autores y de modo general como el uso de organismos vivos para reducir la densidad de población de otros organismos vivos (IOBC/WPRS, 2012). Por motivos diversos (como la necesidad de alimentar a una población humana enorme y en rápido crecimiento, las fuertes restricciones en el uso de productos fitosanitarios sintéticos convencionales o la necesidad de evitar que el ser humano continúe contaminando el medio ambiente y reduciendo la biodiversidad al mismo ritmo que lo ha hecho durante los últimos 100 años), se considera que la investigación y el modo de actuación en la agricultura necesitan ser redirigidos hacia sistemas más compatibles con la Agricultura

Sostenible (IOBC/WPRS, 2012). Dentro de este enfoque, el manejo moderno de plagas dependerá, en gran medida, del control biológico, al tratarse de un método seguro para el medio ambiente, con importantes beneficios para los agricultores y consumidores, y que puede ser económicamente viable; así, se espera que el control biológico constituya el 35-40% de todos los métodos de protección de cultivos en el año 2050 (IOBC/WPRS, 2012).

En cualquier esfuerzo de control biológico, la conservación de los enemigos naturales es un componente crítico y su aplicación se conoce como estrategia de control biológico por conservación. El énfasis de esta estrategia se hace en el manejo del agroecosistema y de su entorno, y su finalidad es proporcionar un ambiente favorable para la actividad, supervivencia y reproducción de los enemigos naturales que habitan en una región determinada, de forma que para lograr el éxito es necesario conocer los factores que afectan a sus poblaciones y, a partir de ahí, diseñar estrategias de manejo que den prioridad a las que tengan un impacto positivo sobre las mismas (Pérez Consuegra, 2004). Así, por un lado, esta estrategia implica suministrar recursos que necesitan los enemigos naturales tales como huéspedes alternativos, recursos alimenticios para los adultos, refugios o microclimas adecuados. Por otro lado, implica también reducir los factores que interfieren de modo negativo con ellos, sobre todo minimizando la utilización de productos fitosanitarios, pero sin comprometer la productividad del cultivo (Sivcev *et al*., 2010).

1.6. Importancia del paisaje en el control biológico por conservación

El paisaje se puede definir como un mosaico de tipos de vegetación y de tipos de suelo y de sus usos, que conforman una mezcla de parches naturales y otros antropizados variables en tamaño, forma y configuración (Urban *et al*., 1987; Turner, 1989). El parche es el elemento básico que constituye el paisaje (McGarigal and Marks, 1995), siendo la matriz el elemento más extendido y, por lo tanto, el que juega el rol dominante en los procesos ecológicos que suceden en el mismo (Bruggisser *et al.*, 2010; Di Giulio *et al.*, 2001; Thomson and Hoffmann, 2007). Una característica también esencial del paisaje es la conectividad, es decir, el grado de facilidad o dificultad para el intercambio de organismos, energía, material e información entre sus elementos, que es función tanto de la conectividad estructural del propio paisaje como de las características de movimiento de la especie o proceso en consideración (Wu, 2013). Así, en definitiva, se puede concluir que un paisaje está estructurado por la composición y disposición espacial de sus elementos: matriz, parches y corredores (Wu, 2013).

Bajo esta perspectiva, es muy importante considerar que el control biológico por conservación no debe quedar confinado en los límites de los agroecosistemas, sino que sus acciones deben extenderse a nivel del paisaje en el que éstos están integrados. En este contexto, se pueden definir los paisajes agrícolas como aquéllos consistentes en un mosaico de agroecosistemas, hábitats seminaturales (muchos de ellos lineales y que definen los bordes de esos agroecosistemas), infraestructuras humanas (vías de comunicación, edificaciones, etc.) y hábitats naturales ocasionales (Marshall, 2004).

Son ya diversos los estudios que han demostrado que los elementos que integran un paisaje agrícola influyen de forma importante tanto en el propio cultivo como sobre la biodiversidad de otros organismos, por ejemplo, artrópodos y otros invertebrados (Bruggisser *et al*., 2010; Di Giulio *et al*., 2001; Thomson and Hoffmann, 2007). En esta línea, un estudio reciente de Sirami *et al.* (2019) ha demostrado la importancia de la heterogeneidad de los cultivos para conseguir una mayor diversidad multitrófica en los paisajes agrícolas, lo que lleva a incrementar las sinergias entre la producción de alimentos y la conservación de la biodiversidad. A su vez, Tscharntke *et al.* (2007) encontraron evidencias que sugieren que la proporción de hábitats de vegetación natural en el paisaje influye fuertemente en las comunidades de enemigos naturales y en las interacciones tróficas que tienen lugar en los agroecosistemas. Por otro lado, se ha comprobado también que la implantación de mosaicos de cultivos y la preservación de setos seminaturales y de fragmentos de vegetación natural en los paisajes agrícolas constituye una estrategia que proporciona recursos alimenticios, así como lugares de refugio y reproducción para los enemigos naturales de plagas, contribuyendo a aumentar su biodiversidad y, con ella, las tasas de depredación y parasitismo sobre las poblaciones de fitófagos (Costello and Daane, 2003; Jonsson *et al*., 2010; Nicholls *et al*., 2000; Ruscha *et al.*, 2016; Sanguankeo and León, 2011).

A pesar de todo lo comentado anteriormente, y teniendo en cuenta la importancia que debe jugar el control biológico por conservación en los agroecosistemas vitícolas, aún es preciso seguir investigando sobre la influencia del paisaje vitícola en la biodiversidad de enemigos naturales en estos agroecosistemas y su contribución en el mantenimiento de un ES tan

fundamental para el desarrollo de la Viticultura Sostenible (Bianchi *et al*., 2008; Landis *et al.*, 2000). Considerando todo lo anterior, en el presente trabajo se han planteado los objetivo que se señalan más adelante.

1.7. Bibliografía

Aubertot, J.-N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Gril, J.-N., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Voltz, M., 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Ed. INRA - Cemagref France

Balvanera, P., Kremen, C., Martínez-Ramos, M., 2005. Application of the analysis of the structure of the community to the function of the ecosystem: Examples of pollination and carbon storage. Ecol. Appl. 15, 360–375. https://doi.org/10.1890/03-5192

Begum, M., Gurr, G.M., Wratten, S.D., Hedberg, P.R., Nicol, H.I., 2006. Using selective food plants to maximize biological control of vineyard pests. J. Appl. Ecol. 43, 547–554. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01168.x

Bentley, W.J., Varela, L. and Daane, K.M. 2005. Grapes, insects ecology and control. En: Pimentel, D. (ed.) Encyclopedia of pest management. Taylor and Francis, New York, pp 1–8

Bianchi, F.J.J.A., Goedhart, P.W., Baveco, J.M., 2008. Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. Landsc. Ecol. 23, 595–602. https://doi.org/10.1007/s10980-008-9219-6

Boller, E.F., Avilla, J., Gendrier, J.P., Jörg, E., Malavolta, C., 1998. Integrated plant protection in the context of a sustainable agriculture. Integrated production in Europe. IOBC/WPRS Bulletin, 21(1)

Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., Bacher, S., 2010. Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. Biol. Conserv. 143, 1521–1528. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.03.034

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. Science 296, 904–907. https://doi.org/10.1126/science.1069349

CECRV, 2018. El sector vitivinícola en cifras [WWW Document]. Conferencia Española de Consejos Reguladores Vitivinícolas. URL http://vinosdo.wine/sala-de-prensa/el-sector-en-cifras/ (accessed 10.17.19)

Chevigny, E., Quiquerez, A., Petit, C., Curmi, P., 2014. Lithology, landscape structure and management practice changes: Key factors patterning vineyard soil erosion at metre-scale spatial resolution. CATENA 121, 354–364. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2014.05.022

Costello, M.J., Daane, K.M., 2003. Spider and leafhopper (*Erythroneura* spp.) response to vineyard ground cover. Environ. Entomol. 32, 1085–1098. https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.5.1085

Cots-Folch, R., Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., 2006. Land terracing for new vineyard plantations in the north-eastern Spanish Mediterranean region: Landscape effects of the EU Council Regulation policy for vineyards‘ restructuring. Agric. Ecosyst. Environ. 115, 88–96. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2005.11.030

DeFries, R.S., Foley, J.A., Asner, G.P., 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. Front. Ecol. Environ. 2, 249–257. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0249:LCBHNA]2.0.CO;2

Dent, D.1993. Insect Pest Management. Ed. CAB International. UK

Di Giulio, M., Edwards, P.J., Meister, E., 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. J. Appl. Ecol. 38, 310–319. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00605.x

Di Renzo, G.C., Conry, J.A., Blake, J., DeFrancesco, M.S., DeNicola, N., Martin, J.N., McCue, K.A., Richmond, D., Shah, A., Sutton, P., Woodruff, T.J., van der Poel, S.Z., Giudice, L.C., 2015. International Federation of Gynecology and Obstetrics opinion on reproductive health impacts of exposure to toxic environmental chemicals. Int. J. Gynecol. Obstet. 131, 219–225. https://doi.org/10.1016/j.ijgo.2015.09.002

Diamanti-Kandarakis, E., Bourguignon, J.-P., Giudice, L.C., Hauser, R., Prins, G.S., Soto, A.M., Zoeller, R.T., Gore, A.C., 2009. Endocrine-disrupting chemicals: An Endocrine Society scientific statement. Endocr. Rev. 30, 293–342. https://doi.org/10.1210/er.2009-0002

D az, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends Ecol. Evol. 16, 646–655. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agric. Ecosyst. Environ. 116, 189–196. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.02.007

Druart, C., Millet, M., Scheifler, R., Delhomme, O., Raeppel, C., Vaufleury, A., 2011. Snails as indicators of pesticide drift, deposit, transfer and effects in the vineyard. Sci. Total Environ. 409, 4280–4288. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.07.006

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L.P., Elsner, M., 2013. Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. Science 341, 752–758. https://doi.org/10.1126/science.1236281

Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–4. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Fundación Biodiversidad, 2010. ¿Qué es la biodiversidad? Ed. Fundación Biodiversidad. Madrid

García-Ruiz, J.M., 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. CATENA 81, 1–11. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2010.01.001

García-García, J., Martínez-Cutillas, A., Romero, P., 2012. Financial analysis of wine grape production using regulated deficit irrigation and partial-root zone drying strategies. Irrig. Sci. 30, 179–188. https://doi.org/10.1007/s00271-011-0274-4

García Trujillo, R., Mudarra Prieto, I., 2008. Cultivo de la vid. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid

Garibaldi, L.A., Bartomeus, I., Bommarco, R., Klein, A.M., Cunningham, S.A., Aizen, M.A., Boreux, V., Garratt, M.P.D., Carvalheiro, L.G., Kremen, C., Morales, C.L., Schüepp, C., Chacoff, N.P., Freitas, B.M., Gagic, V., Holzschuh, A., Klatt, B.K., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mayfield, M.M., Motzke, I., Otieno, M., Petersen, J., Potts, S.G., Ricketts, T.H., Rundlöf, M., Sciligo, A., Sinu, P.A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Tscharntke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Woyciechowski, M., 2015. Trait matching of flower visitors and crops predicts fruit set better than trait diversity. J. Appl. Ecol. 52, 1436–1444. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12530

Gonçalves, F., Carlos, C., Aranha, J., Torres, L., 2018. Does habitat heterogeneity affect the diversity of epigaeic arthropods in vineyards? Agric. For. Entomol. 20, 366–379. https://doi.org/10.1111/afe.12270

IOBC/WPRS, 1995. IOBC/WPRS Bulletin 18 (1.2): Producción Integrada: Principios y directrices técnicas. El Titi A., Boller E.F., Avilla J., Gendrier J.P., (Eds.). Gante

IOBC. 2012. Internet Book of Biological Control. Version 6. Retrieved March 4, 2020, from http://www.iobc-global.org/download/IOBC_InternetBookBiCoVersion6Spring2012.pdf

Jonsson, M., Wratten, S.D., Landis, D.A., Tompkins, J.-M.L., Cullen, R., 2010. Habitat manipulation to mitigate the impacts of invasive arthropod pests. Biol. Invasions 12, 2933–2945. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9737-4

Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. SOIL 2, 111–128. https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends Ecol. Evol. 26, 474–481. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.05.009

Kohler, H.-R., Triebskorn, R., 2013. Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we

track effects to the population level and beyond? Science 341, 759–765. https://doi.org/10.1126/science.1237591

Kratschmer, S., Pachinger, B., Schwantzer, M., Paredes, D., Guernion, M., Burel, F., Nicolai, A., Strauss, P., Bauer, T., Kriechbaum, M., Zaller, J.G., Winter, S., 2018. Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards? Agric. Ecosyst. Environ. 266, 142–152. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2018.07.018

Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W., 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. Ecol. Lett. 7, 1109–1119. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00662.x

Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. Annu. Rev. Entomol. 45, 175–201. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175

McGarigal. K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR U.S. Dep. Agric. For. Serv. Pacific Northwest Res. Station.122 p. https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351

MacDonald, M.A., Cobbold, G., Mathews, F., Denny, M.J.H., Walker, L.K., Grice, P. V., Anderson, G.Q.A., 2012. Effects of agri-environment management for cirl buntings on other biodiversity. Biodivers. Conserv. 21, 1477–1492. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0258-6

Marshall, E.J.P., 2004. Agricultural Landscapes, J. Crop Improv. 12:1-2, 365-404. https://doi.org/10.1300/J411v12n01_05

Martín de Santa Olalla, F.J., 1994. Desertificación en Castilla-La Mancha : El proyecto EFEDA. Ed. Universidad de Castilla-La Mancha

Meffe, R., de Bustamante, I., 2014. Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy. Sci. Total Environ. 481, 280–295. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.02.053

Nicholls, C.I., 2010. Contribuciones agroecológicas para renovar las fundaciones del manejo de plagas. Agroecología, 5: 7-22

Nicholls, C.I., Parrella, M.P., Altieri, M.A., 2000. Reducing the abundance of leafhoppers and thrips in a northern California organic vineyard through maintenance of full season floral diversity with summer cover crops. Agric. For. Entomol. 2, 107–113. https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2000.00054.x

OIV, 2019. Aspectos de la coyuntura mundial [WWW Document]. Int. Organ. vine wine. URL http://www.oiv.int/public/medias/6680/es-oiv-aspectos-de-la-coyuntura-mundial-2019.pdf (accessed 5.23.19)

ONU, 1992. Convenio sobre la diversidad biológica [WWW Document]. Organizzación de las Naciones unidas. URL https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf (accessed 10.22.19)

Pérez-Consuegra, N. 2004. Manejo Ecológico de Plagas. Centro de Estudios de Desarrollo Agrario y Rural-CEDAR. Ed.Universidad Agraria de la Habana, San José de las Lajas, Cuba

Pimm, S.L., Raven, P. 2000. Extinction by numbers. Nature 403, 843. https://doi.org/10.1038/35002708

Provost, C., Pedneault, K., 2016. The organic vineyard as a balanced ecosystem: Improved organic grape management and impacts on wine quality. Sci. Hortic. 208, 43–56. https://doi.org/10.1016/J.SCIENTA.2016.04.024

Ruscha, A., Chaplin-Kramerc, R., Gardinere, M.M., Hawrof, V., Hollandg, J., Landish, D., Thiesi, C., Tscharntkei, T., Weisserj, W.W., Winqvistk, C., Woltzl, M., Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. Ag. Ecosyst. Environ. 221, 198–204. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039

Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biol. Cons. 232, 8-27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Sanguankeo, P.P., León, R.G., 2011. Weed management practices determine plant and arthropod diversity and seed predation in vineyards. Weed Res. 51, 404–412. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00853.x

Sardaro, R., Bozzo, F., Petrillo, F., Fucilli, V., 2017. Measuring the financial sustainability of vine landraces for better conservation programmes of Mediterranean agro-biodiversity. Land use policy 68, 160–167. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2017.07.045

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisse , W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574, 671-674. https: //doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3

Sirami, S., Gross, N., Baillod, A.B., Bertran, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle. C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Boscha, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-García, M.A., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, Ouin, A., Brotons. Ll., Martin, J.L., Fahrig, L. 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. PNAS 13, 16442-16447. https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116

Sivcev, B., Sivcev, I., Rankovic-Vasic, Z., 2010. Natural process and use of natural matters in organic viticulture. J. Agric. Sci. Belgrade 55, 195–215. https://doi.org/10.2298/JAS1002195S

Sutcliffe, L.M.E., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. V., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, S., Baležentienė, L., Fischer, C., Halada, L., Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S.D., Kaligarič, M., Kamp, J., Klimek, S., Koorberg, P., Kostiuková, J., Kovács-Hostyánszki, A., Kuemmerle, T., Leuschner, C., Lindborg, R., Loos, J., Maccherini, S., Marja, R., Máthé, O., Paulini, I., Proença, V., Rey-Benayas, J., Sans, F.X., Seifert, C., Stalenga, J., Timaeus, J., Török, P., van Swaay, C., Viik, E., Tscharntke, T., 2015. Harnessing the biodiversity value of central and eastern European farmland. Divers. Distrib. 21, 722–730. https://doi.org/10.1111/ddi.12288

Swift, M.J., Anderson, J.M., 1993. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. In: Biodiversity and Ecosystem Function, Schultze, E.D., Mooney, H. (Eds.),1067 Springer-Verlag, Berlin. pp. 15-42 .

Tarjuelo, R., Morales, M.B., Arribas, L. Traba, J., 2019. Abundance of weeds and seeds but not of arthropods differs between arable habitats in an extensive Mediterranean farming system. Ecol. Res. 3, 624–636. https://doi.org/10.1111/1440-1703.12029

Tesfaye, M., Dufault, N.S., Dornbusch, M.R., Allan, D.L., Vance, C.P., Samaca. D.A., 2003. Influence of enhanced malate dehydrogenase expression by alfalfa on diversity of rhizobacteria and soil nutrient availability. Soil Biol. Biochem. 35, 1103-1113. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00162-7

Thomson, L.J., Hoffmann, A.A., 2013. Spatial scale of benefits from adjacent woody vegetation on natural enemies within vineyards. Biol. Control 64, 57–65. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2012.09.019

Thomson, L.J., Hoffmann, A.A., 2009. Vegetation increases the abundance of natural enemies in vineyards. Biol. Control 49, 259–269. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2009.01.009

Thomson, L.J., Hoffmann, A.A., 2007. Effects of ground cover (straw and compost) on the abundance of natural enemies and soil macro invertebrates in vineyards. Agric. For. Entomol. 9, 173–179. https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2007.00322.x

Tilman, D., 2001. Functional Diversity. In: Encyclopaedia of Biodi-versity (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, 109–120. https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2

Trujillo, R., 2008. Buenas prácticas en producción ecológica cultivo de la vid. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y MarinoGranada

Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Nouhuys, S. van, Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. Biol. Control 43, 294–309. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2007.08.006

Tsiafouli, M.A., Thébault, E., Sgardelis, S.P., de Ruiter, P.C., Van Der Putten, W.H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F.T., Bardgett, R.D., Brady, M.V., Bjornlund, L., Jørgensen, H.B., Christensen, S., Hertefeldt, T.D.,

Hotes, S., Gera Hol, W.H., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S.R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Stary, J., Wolters, V., Hedlund, K., 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. Glob. Chang. Biol. 21, 973–985. https://doi.org/10.1111/gcb.12752

Turner, M.G., 1989. Landscape ecology: The effect o pattern on process. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 20, 171-197. https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131

Uchida, K., Ushimaru, A., 2014. Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: Patterns and mechanisms. Ecol. Monogr. 84, 637–658. https://doi.org/10.1890/13-2170.1

Urban, D.L., O'Neill, R.V., Shugart, H.H.Jr., 1987. Landscape ecology: A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns, BioScience 37(2), 119-127. https://doi.org/10.2307/1310366

Vialatte, A., Barnaud, C., Blanco, J., Ouin, A., Choisis, J.P., Andrieu, E., Sheeren, D., Ladet, S. Deconchat, M., Clément, F., Esquerré, D., Sirami, C., 2019. A conceptual framework for the governance of multiple ecosystem services in agricultural landscapes. Landscape Ecol. 34, 1653–1673. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00829-4

Wagner, D.L., 2020. Insect Declines in the Anthropocene. Annu. Rev. Entomol. 65, 457-480. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151

Wilson, E.O. 2002. The Future of Life. Ed. Abacus, Time Warner Book Group, London, UK

Wu, J., 2013. Landscape Ecology. In: Leemans R. (eds) Ecological Systems. Springer, New York, NY

2. Objetivos

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

Evaluar, a nivel taxonómico de familia, la biodiversidad de enemigos naturales depredadores y parasitoides presentes en viñedo y en otros cuatro hábitats principales (olivar, pradera, matorral mediterráneo y bosque mediterráneo) que, junto al mismo, forman parte de un paisaje vitícola mediterráneo, así como ampliar conocimientos sobre las interacciones que se producen en el paisaje entre estos diferentes tipos de hábitats y las comunidades de artrópodos enemigos naturales presentes en ellos.

2.2. Objetivos particulares

1. Determinar, a nivel taxonómico de familia, la abundancia y diversidad de enemigos naturales en los hábitats de viñedo, olivar, pradera, matorral mediterráneo y bosque mediterráneo que integran un paisaje vitícola mediterráneo.

2. Establecer correlaciones significativas entre las familias de enemigos naturales capturadas y los tipos de hábitats muestreados.

3. Analizar el efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre las comunidades de familias de enemigos naturales recolectadas, mediante el empleo de índices o métricas de paisaje.

4. Analizar la incidencia de la proximidad de vegetación circundante sobre la abundancia y riqueza de familias de enemigos naturales presentes en el agroecosistema vitícola.

3. Capítulo I

3. Capítulo I. Análisis de la biodiversidad de artrópodos enemigos naturales en diferentes hábitats de un paisaje vitícola mediterráneo.

3.1. Introducción

Como ya se ha comentado en la introducción general de la Tesis, a lo largo de la historia de la Humanidad, la agricultura ha ido utilizando cada vez una mayor proporción de la tierra fértil del Planeta con el objetivo de aumentar la producción de alimentos (Colbach *et al*., 2018) y otros bienes. De hecho, hoy día esa extensión supone casi el 40% de la superficie total terrestre libre de hielo y ha reemplazado hábitats diversos como bosques, sabanas y praderas (Foley *et al.*, 2005). Por otra parte, desde hace ya varios decenios, se viene practicando de modo generalizado una agricultura convencional que, con el fin de aumentar la eficiencia productiva y la calidad de las cosechas, ha traído consigo el establecimiento de grandes zonas de monocultivo, el laboreo intensivo, el uso de maquinaria pesada, el empleo de pocos genotipos de las distintas especies cultivadas y el uso recurrente y masivo de productos fitosanitarios. Consecuencia de todo ello, en términos generales, se han producido, entre otros, efectos tan indeseables como una importante reducción del contenido en materia orgánica de los suelos y una drástica caída de la biodiversidad de los agroecosistemas (Chevigny *et al*., 2014; Donald *et al.*, 2006; Foley *et al*., 2005; Gessler *et al*., 2011; Keesstra *et al*., 2016; Kleijn *et al*., 2011; MacDonald *et al*., 2012; Sutcliffe *et al*., 2015; Uchida and Ushimaru, 2014). En lo que se refiere al uso indiscriminado y masivo de productos fitosanitarios, España figura en los primeros lugares entre los países consumidores. Así, entre los años 2011 y 2015 encabezaba la lista de los países de la Unión Europea, pasando al segundo puesto en 2017, cuando

registró un consumo de 6 549 043 kg (Eurostat, 2019). Como también se ha señalado en la introducción general de la Tesis, de entre las diferentes plantas que cultiva el ser humano, la vid está considerada como una de las más importantes a nivel mundial debido a su enorme repercusión económica, social, cultural y ambiental-paisajística. En concreto, el sector vitivinícola tiene una especial importancia en España, país que ocupa el segundo puesto a nivel mundial en producción de uva para vinificación, siendo responsable del 29,6 % de la producción anual de la Unión Europea (Eurostat, 2016). Dentro de España, en la Comunidad Autónoma de La Rioja, la producción agraria alcanzó un valor de 568,8 millones de euros, de los que el 53,7 % provenían del subsector integrado por la uva para vinificación, el vino y sus subproductos (Consejería de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, 2019). La producción de uva de esta región se encuentra integrada en la Denominación de Origen Calificada Rioja, que está considerada como una de las zonas vitivinícolas más emblemáticas de España, con una elevada tipicidad de sus vinos (DOCa, 2014).

La viticultura no escapa al modo de proceder descrito para la agricultura convencional. De hecho, desde una perspectiva meramente económica, la aplicación de las prácticas que la caracterizan, especialmente el empleo de productos fitosanitarios, ha producido grandes beneficios económicos en la agricultura en general (Gurr *et al*., 2003), pero de modo especial en sectores como el vitivinícola. Así, mientras que la renta agraria alcanzó los 30 217 millones de euros en 2018 (lo que suponía una subida del 4,3 % respecto al año anterior), en términos generales, el valor de la producción de la industria vitícola creció un 38,4 % en 2018 respecto a 2017 (EFEAGRO, 2019). Sin

embargo, de modo encontrado con este crecimiento económico y tal como se especificó en la introducción general de la Tesis, las prácticas de la agricultura convencional han generado, entre otros, problemas relacionados con grupos funcionales como el de los enemigos naturales de las plagas y otros artrópodos beneficiosos, que se ven sometidos a un claro proceso de reducción de sus poblaciones (Druart *et al*., 2011).

Frente a esta situación, los hábitats seminaturales integrados en los paisajes agrícolas tienen un enorme valor al representar reservorios para la biodiversidad, incluida la de los taxones funcionales que brindan servicios ecosistémicos en los agroecosistemas, contribuyendo con ello, a mantener la producción agrícola a nivel de paisaje a escala local (o de lugar), de comarca y de región (Bianchi *et al*., 2006; Chaplin-Kramer *et al*., 2011; Kennedy *et al*., 2013; Riesco-Chueca *et al.*, 2008; Shackelford *et al*., 2013). Además, los agroecosistemas pueden ser comparables funcionalmente con los sistemas naturales (Moguel and Toledo, 1999), de modo que tanto la presencia de hábitats seminaturales en el paisaje agrícola como el adecuado manejo de los propios agroecosistemas, fomentan la diversidad biológica haciéndolo, lógicamente, de manera diferente según las circunstancias de manejo (Riojas-López, 2012).

3.2. Objetivos

En este contexto, en el presente capítulo de la Tesis se plantearon los objetivos particulares siguientes:

1. Determinar, a nivel taxonómico de familia, la abundancia y la diversidad de enemigos naturales en los hábitats de viñedo, olivar, pradera,

matorral mediterráneo y bosque mediterráneo que integran un paisaje vitícola de La Rioja (España).

2. Establecer correlaciones significativas entre las familias de enemigos naturales capturadas y los tipos de hábitats muestreados.

3. Analizar el efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre las comunidades de familias de enemigos naturales recolectadas, mediante el empleo de índices o métricas de paisaje.

3.3. Materiales y métodos

3.3.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el término municipal de Logroño (La Rioja, norte de España), concretamente en la finca institucional de La Grajera, perteneciente al Gobierno de la Comunidad Autónoma de La Rioja coordenadas 42º 26′ 50.81″ N; 2º 30′ 5.79″ W), con una superficie de 258 hectáreas. El clima de la zona es de tipo mediterráneo continentalizado. El régimen pluviométrico se caracteriza por una precipitación anual escasa (419 mm de media) y una moderada sequía estival que genera un balance hídrico negativo. La temperatura media es de 13,2 ºC y aparecen importantes diferencias entre el verano (21,8 ºC de media del mes más cálido) y el invierno (5,1 ºC de media del mes más frío) (Cuadrat Prats, 1994).

El paisaje está integrado por parcelas de cultivo (viñedo y olivar) y áreas naturales o seminaturales formadas por parches o fragmentos de bosque, matorral y pradera, principalmente. Hay que destacar la existencia de un amplio humedal de origen artificial en la zona donde probablemente existió una charca natural. El manejo que se ha llevado a cabo durante varios años ha

conformado una estructura con espacios naturales intercaladados con las zonas agrícolas, permitiendo crear heterogeneidad y confiriendo una importante diversidad a nivel paisajístico. Los viñedos suponen, aproximadamente, el 30% de la superficie total y se encuentran situados entre el ecosistema lacustre y las laderas más pronunciadas, en las que aparece un bosque de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y una masa de encina (*Quercus rotundifolia*). En los taludes presentes entre las parcelas de vid se desarrolla el matorral esclerófilo típico de la maquia mediterránea (*Quercus coccifera*, *Rhamnus* sp., *Rosmarinus officinalis*, *Thymus* sp., *Genista scorpius*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Cistus* sp., etc.), apareciendo, con frecuencia, algunos ejemplares aislados de *Q. rotundifolia*. En la Figura 1 se puede observar una ortofoto de la zona con los diferentes usos del suelo.

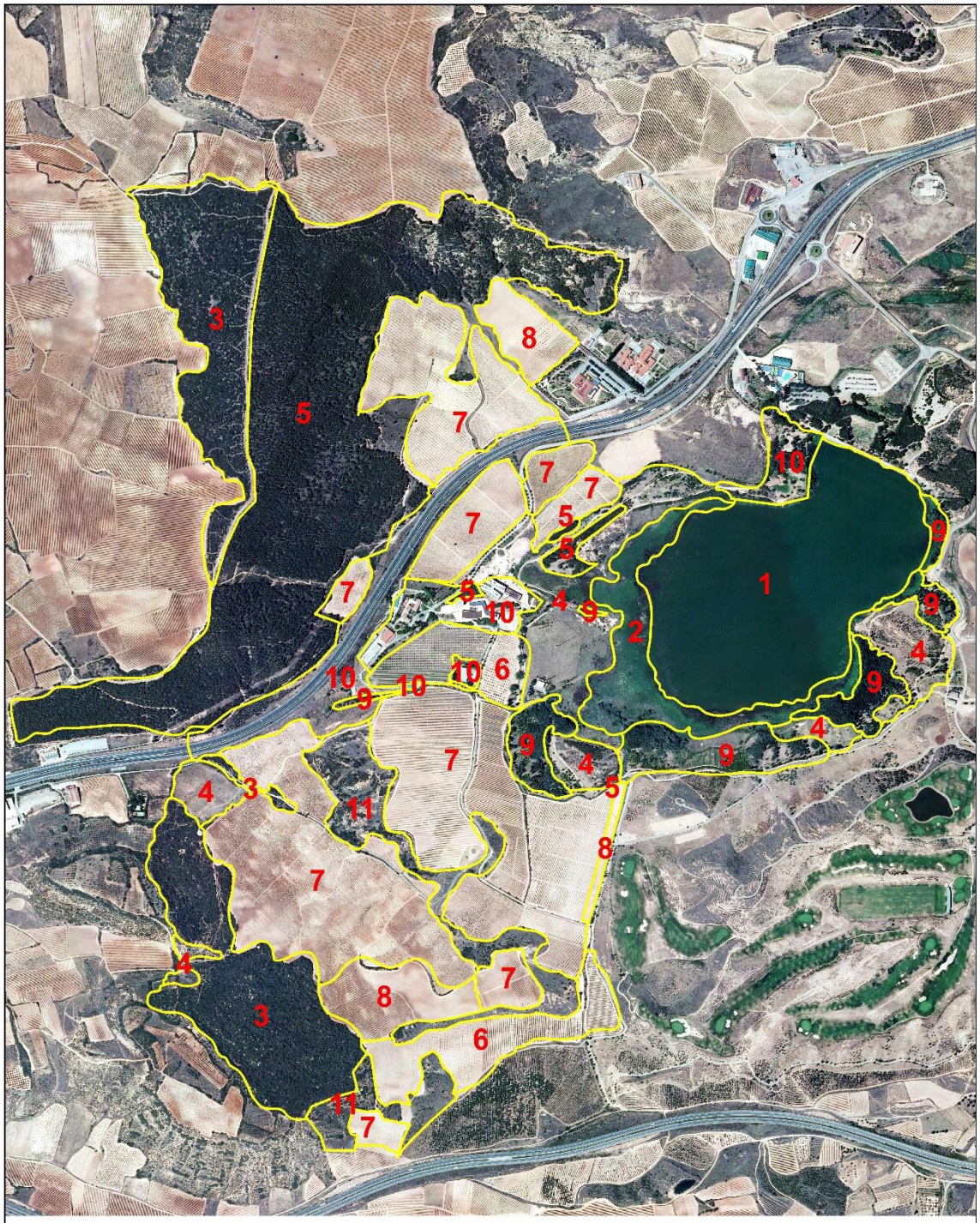

Figura 1. Ortofoto del área de estudio con la localización de los diferentes usos del suelo.

La información geográfica de la zona de estudio se obtuvo gracias a las ortofotos y mapas topográficos de libre acceso disponibles en la infraestructura de datos espacial del Gobierno de La Rioja (IDERioja, 2005). La validación de los elementos del paisaje se realizó mediante el programa informático basado en fotografía satelital Google Earth, mientras que la digitalización de los datos cartográficos se llevó a cabo mediante el programa informático Cartalix GIS (Clark Labs, 1998). Para representar la heterogeneidad del paisaje, se asignaron 11 categorías de usos del suelo: 1) infraestructura; 2) bosque caducifolio; 3) barbecho; 4) viñedo; 5) olivar; 6) bosque de coníferas; 7) pradera; 8) bosque mediterráneo; 9) matorral mediterráneo; 10) vegetación paludícola; y 11) cuerpo de agua. Los diferentes usos del suelo fueron procesados y exportados en formato Idrisi para su análisis.

3.3.2. Muestreo de artrópodos

En el año 2011 se llevaron a cabo muestreos sistemáticos de artrópodos pertenecientes a familias que incluyen especies incluidas en el grupo funcional de los enemigos naturales de plagas (depredadores y parasitoides) en el área de estudio. Los métodos de captura utilizados consistieron en dos tipos de trampas complementarias (Figura 2):

1) Trampas combi. Se utilizan para la recolección de insectos voladores y se basan en la combinación de dos sistemas de captura: interceptación del vuelo y acción cromotrópica. Cada trampa estaba formada por dos paneles de metacrilato transparente, de 50 cm de alto x 42 cm de ancho, cruzados perpendicularmente entre sí (interceptación del vuelo). Debajo de ellos se situaba un embudo de plástico de 45 cm de diámetro superior y color amarillo

(acción cromotrópica) que permanecía unido al borde inferior de los paneles mediante bridas de plástico. La trampa se mantenía erguida fijándola por el embudo a un armazón de madera clavado al suelo. El orificio de salida del embudo se cerraba mediante un tapón de goma y en su interior se vertían unos 5 litros de líquido conservante consistente en agua con sal (5%), a la que se añadía un poco de jabón con el objeto de disminuir la tensión superficial y evitar la flotabilidad de los ejemplares capturados. Los insectos que durante el vuelo eran atraídos por el color del embudo y/o golpeaban contra los paneles, caían en el líquido conservante y se quedaban retenidos.

2) Trampas de caída o pitfall. Estas trampas capturan, principalmente, artrópodos epigeos que caen en su interior por gravedad (Maehara, 2004). Cada trampa consistía en un tubo de PVC, de 12,5 cm de diámetro y 30 cm de longitud, enterrado verticalmente hasta el nivel del suelo. Sobre el tubo se colocaba un tablero de contrachapado fenólico, de 30 x 30 cm, provisto de un orificio central, de 11 cm de diámetro, haciéndolo coincidir con el del tubo. A través de estos orificios se introducía un recipiente colector formado por una botella de plástico, de 500 ml de capacidad, en cuya boca se fijaba un embudo mediante una rosca, quedando el borde superior a nivel del tablero, con lo que se facilitaba la penetración y caída de los artrópodos. Para evitar la entrada de agua de lluvia en el interior de la botella, la trampa se cubría con un pequeño tablero de 20 x 20 cm, colocado a modo de tejado apoyado en cuatro soportes de 5 cm de altura. Se utilizó el mismo líquido conservante que en el caso de las tramas combi.

Figura 2. Modelos de trampas combi (izquierda) y pitfall (derecha) utilizados en el estudio.

Se dispusieron 25 puntos de muestreo repartidos en cinco tipos diferentes de usos del suelo o hábitats: 1) bosque mediterráneo de *Q. rotundifolia* (Bm); 2) matorral mediterráneo (Mm); 3) pradera (Pr); 4) olivar (Ol); y 5) viñedo (Vñ). En cada tipo de hábitat se situaron 5 puntos de muestreo, que fueron georreferenciados (Figura 3). Cada punto estaba formado por una pareja de trampas (una pitfall y una combi) (Figura 2). El primer muestreo se llevó a cabo el 25 de abril y se recogieron muestras semanalmente hasta el 4 de julio, lo que supuso un total de 12 fechas de muestreo. Las muestras recogidas en cada fecha y trampa eran conservadas en etanol al 70%,

etiquetadas (fecha, hábitat, localización y tipo de trampa) y transportadas al laboratorio para su almacenamiento y posterior estudio. Los ejemplares capturados fueron identificados hasta el nivel taxonómico de familia con la ayuda de un microscopio estereoscópico.

Figura 3. Ortofoto de la zona de estudio con la localización de los 25 puntos de muestreo (Bm: bosque mediterráneo; Mm: matorral mediterráneo; OL: olivar, Pr: pradera; Vñ: viñedo).

3.3.3. Curvas de acumulación de familias

El número de taxones registrados a lo largo de un estudio puede ser utilizado para: 1) estimar el grado de exhaustividad del inventario realizado; 2) determinar la eficiencia del esfuerzo de muestro llevado a cabo; y 3) comparar el estado de la comunidad integrada por los individuos pertenecientes a esos taxones, entre diferentes lugares (Jiménez-Valverde and Hortal, 2003). En los estudios desarrollados para determinar el número de taxones en un entorno determinado son muy utilizadas las curvas de acumulación, que muestran el número de taxones acumulado mientras se va aumentando el esfuerzo de recolección en ese entorno. Estas curvas de acumulación se pueden obtener haciendo uso de tres modelos básicos:

1) Logarítmico, útil en muestreos de áreas relativamente pequeñas y en las que los taxones son bien conocidos. Conforme la lista de taxones aumenta, la probabilidad de añadir uno nuevo disminuye proporcionalmente al tamaño que va teniendo dicha lista, hasta que alcanza el valor de cero (Moreno, 2001).

2) Exponencial inverso, en el que se asume que conforme la lista de taxones aumenta, la probabilidad de añadir uno nuevo disminuye de forma exponencial (Moreno, 2001), de modo que nunca será cero (Soberón and Llorente, 1993). Se utiliza cuando la región donde se hace el muestreo es grande o son poco conocidos los taxones que pudiera haber presentes (Moreno, 2001).

3) Modelo expresado por la Ecuación de Clench en el que la probabilidad de encontrar los taxones aumenta hasta un máximo conforme más tiempo se pase

en el campo, es decir, la probabilidad de añadir un nuevo taxón a la lista disminuye con el tiempo, pero aumenta con la experiencia del trabajo en el campo (Soberón and Llorente, 1993).

En el presente estudio, se han elaborado las curvas de acumulación de las familias de enemigos naturales de plagas capturadas en cada uno de los cinco hábitats muestreados en el año 2011, de acuerdo con el modelo exponencial inverso. Como se ha indicado anteriormente, la probabilidad de añadir un taxón nuevo disminuye de forma exponencial, de modo que la curva de riqueza tiende hacia un máximo, aproximándose progresivamente a la asíntota que lo representa (Espinosa-Escalante, 2003; Moreno, 2001). El número de familias identificado se representó frente al número total de ejemplares capturados, siendo esta, por tanto, la variable utilizada para cuantificar el esfuerzo de muestreo. El grado de aproximación de las curvas a la fase asintótica es la que indica, en cada caso, si ese esfuerzo de muestreo realizado ha sido suficiente para obtener la completitud del inventario y, por tanto, si el resultado del estudio representa el tamaño del inventario completo (Chazdon *et al.*, 1998). Se trata, así, de un método sencillo y robusto para valorar la calidad de los inventarios biológicos (Moreno and Halffter, 2001).

Para la obtención de las curvas de acumulación de familias de enemigos naturales se utilizó, en el presente estudio, el programa estadístico EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009).

3.3.4. Estimación de la riqueza potencial de familias

Para estimar la riqueza potencial de familias en cada uno de los hábitats muestreados, se han calculado dos estimadores no paramétricos en sentido

estadístico (no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no ajustan estos a un modelo determinado) (Colwell and Coddington, 1994; Smith and van Belle, 1984). Algunos autores han considerado a los estimadores no paramétricos como el avance más importante en la medida de la biodiversidad en los últimos tiempos (Magurran, 2004). Estos estimadores han sido:

1) Chao 1 (Chao, 1984): basado en aspectos relacionados con la abundancia de individuos capturados, más concretamente en el número de taxones totales y en el de taxones raros capturados, es decir, taxones que están representados por un solo individuo (*singletons*) o por dos individuos (*doubletons*).

$$Chao\ 1 = S + \ (a^2/2b)$$

Donde: *S* es el número de taxones capturados; *a* es el número de *singletons*; y *b* el número de *doubletons*.

2) Chao 2 (Chao 1984 y 1987): de modo diferente al anterior, se fundamenta, no tanto en aspectos relacionados con la abundancia de individuos, sino en la frecuencia en la que son capturados los pertenecientes a cada taxón en las diferentes muestras. En concreto, se basa en el número de taxones totales y en el de taxones que aparecen solo en una muestra (*uniques*) o en dos muestras (*duplicates*).

$$Chao\ 2 = S + \ (L^2/2M)$$

Donde: *S* es el número de taxones; *L* es el número de *uniques*; y *M* es el número de *duplicates*.

Para obtener estos estimadores se utilizó el programa informático Species Prediction and Diversity Estimation (SPADE) desarrollado por Chao and Shen (2010). La riqueza potencial de familias calculada por los estimadores en cada tipo de hábitat puede utilizarse para evaluar la eficiencia del muestreo realizado mediante el cálculo del índice de completitud, es decir, la relación entre la riqueza de familias observada y la riqueza de familias aproximada por cada estimador (Peterson and Slade, 1998).

3.3.5. Diversidad verdadera de familias

Durante los últimos años, la evaluación de la biodiversidad ha ido centrando el interés de los científicos debido a su relación con el funcionamiento de los ecosistemas, a su capacidad para generar servicios ecosistémicos y al efecto que producen sobre ella las actividades humanas (Crowder and Jabbour, 2014; Maclaurin and Sterelny, 2008; Martín-López *et al*., 2007). Desde un punto de vista ecológico, la diversidad de especies (o de otros niveles taxonómicos) es una propiedad de la estructura de las comunidades y se podría definir como el recíproco de la media de las abundancias relativas de las especies (Hill, 1973). Este recíproco coincide con el número máximo de especies que podrían cohabitar en una comunidad si todas ellas tuvieran la misma abundancia, lo que se conoce como número efectivo de especies de la comunidad (Hill, 1973; Jost, 2006; Moreno *et al*., 2011). En el supuesto caso de que ocurriera este hecho, la diversidad sería máxima y equivaldría al número de especies.

Para medir la diversidad, habitualmente se utilizan una serie de índices que se basan en fórmulas matemáticas más o menos sencillas (por ejemplo, el

índice de Shannon, también conocido en la literatura como Shannon-Weaver), aunque, frecuentemente, solo proporcionan una medida razonable de la complejidad biológica y no de la diversidad real (Jost and González-Oreja, 2012). Por otra parte, los valores que aportan no sirven para comparar directamente entre sí la diversidad de las comunidades presentes en diferentes entornos. Sin embargo, sí es posible convertirlos a una escala lineal de riqueza que permite su comparación mediante el cálculo del denominado número equivalente de especies, es decir, el número de especies igualmente comunes (equiprobables) que integrarían una comunidad con la misma complejidad que la indicada por la medida original. Por ello, Jost (2006) ideó el término diversidad verdadera para referirse de forma particular a medidas matemáticamente robustas que se ajustan a este concepto biológico. La unidad de medición de la diversidad verdadera es el número de especies efectivas, lo que permite comparar directamente entre sí la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más comunidades (Jost 2006; Moreno *et al*., 2011). El número de especies efectivas se obtiene mediante la fórmula:

$$^{q}D = \left(\sum_{i=1}^{S} p_i^q\right)^{1/(1-q)}$$

Donde: ^{q}D es la diversidad verdadera; p_i es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la especie *i*; *S* es el número de especies; y *q* es el orden de la diversidad y ajusta la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies.

El valor de *q* determina la influencia que pueden tener las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad, y puede tomar cualquier valor que el usuario estime apropiado (es decir, *q* = 0, 1, 2...). Los

valores de *q* inferiores a 1 ponderan más a las especies raras, mientras que los valores mayores de 1 dan mayor importancia a las especies comunes. Cuando *q* = 0 (diversidad de orden cero, ^{0}D), el valor de la diversidad verdadera equivale simplemente a la riqueza de especies ($^{0}D = S$), ya que en este caso la fórmula no considera la abundancia relativa de las mismas. Por su parte, el valor de *q* = 1 da a todas las especies un peso exactamente proporcional a su abundancia relativa en la comunidad, sin favorecer o penalizar ni a las especies raras ni a las frecuentes (Hill, 1973; Jost, 2006; Moreno *et al*., 2011). El cálculo directo de la fórmula de diversidad verdadera con valor de *q* = 1 no es matemáticamente posible, pero se puede obtener sustituyéndolo por valores muy cercanos a 1 (0,9999 o 1,0001), o bien, obteniéndolo a partir de la exponencial del índice de Shannon *(H')* (Jost, 2006):

$$^{q}D = exp\,(H') = \; exp\left[-\left(\sum_{i=1}^{S} p_i \,\ln(p_i)\right)\right]$$

En este estudio, se ha calculado la diversidad verdadera de orden 1 (^{1}D) de familias de enemigos naturales en todos los hábitats muestreados. Para realizar este cálculo se ha utilizado el programa informático EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009). Para comparar las diferentes comunidades entre sí, se utilizó el cociente entre la mayor y la menor diversidad verdadera, lo que permite valorar cuánto más diversa es una comunidad comparada con otra (Moreno *et al*., 2011).

3.3.6. Índices de paisaje

Los índices o métricas de paisaje aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada uso del suelo o el tamaño y la forma de los elementos que los componen (Vila

Subirós *et al*., 2006). Además, pueden ser empleados tanto a nivel —macro" región) como —micro" parcelas y conjuntos de parcelas), dando respuestas diferentes dependiendo de esa escala espacial (Li and Wu, 2004). Estos índices pueden ser definidos como un conjunto de medidas cuantitativas agregadas derivadas del análisis digital de mapas temáticos (Herold *et al*., 2003). Se basan en fórmulas que cuantifican características espaciales específicas de parches, de clases de parches o de mosaicos completos.

Los índices de paisaje han sido ampliamente utilizados para relacionar patrones espaciales con funciones y procesos ecológicos, recibiendo mucha atención, sobre todo en las últimas décadas, por parte de la ecología del paisaje (Turner, 2005), al tratarse de una potente herramienta que puede ayudar a comprender procesos ecosistémicos y patrones ecológicos (Tischendorf, 2001). En concreto, los organismos vivos utilizan recursos que son espacialmente heterogéneos, además de que viven, se reproducen, se dispersan e interactúan dentro del mosaico de parches que integran el paisaje en que se encuentran. Por ello, la heterogeneidad de ese paisaje afecta notablemente a los organismos que viven en él, de modo que resulta de gran interés comprender cómo los patrones de paisaje afectan a características tales como la distribución, la persistencia o la abundancia de las poblaciones de esos organismos (Turner, 2005).

En el presente estudio, se han empleado algunos índices de paisaje con la intención de relacionarlos con las familias de enemigos naturales de las que se capturaron ejemplares durante el desarrollo del mismo. Los índices se calcularon mediante el programa informático de análisis de patrones espaciales FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1995), partiendo del patrón de usos del

suelo del área estudiada. Este programa es capaz de proporcionar una caracterización del paisaje a través de cinco categorías de métricas: 1) métricas de área y borde, relacionadas con el tamaño y el perímetro de los parches; 2) métricas de forma, fundamentadas en las características de la morfología de los parches; 3) métricas del núcleo, vinculadas con la amplitud del hábitat interior de los parches; 4) métricas de contraste, referidas a las diferencias relativas entre los tipos de parches adyacentes con respecto a uno o más atributos ecológicos; y 5) métricas de agregación o contagio, relacionadas con el grado de agregación o agrupamiento de los tipos de parches. Además, el programa puede aplicar las métricas a índices de diversidad (Shannon, diversidad verdadera y Simpson), para medir la composición del paisaje en términos de abundancia, riqueza y uniformidad de parches. A nivel de parche, además de las métricas estándar, también existen índices que evalúan el grado de desviación de cada índice con respecto a la media correspondiente a la clase de parche o al mosaico, y que se basan en la desviación estándar o en los percentiles. En este estudio, se han utilizado todos los índices disponibles relacionados con las métricas de área y borde, con las de forma, con las de núcleo, con las de agregación y con las de diversidad de los parches, así como otros relacionados con su altitud y su pendiente. Todos han sido considerados como variables independientes en el análisis estadístico y se centró la atención sólo en aquellos para los que apareció algún valor de significancia ($p < 0,05$) en uno o varios casos, tal como se recoge en la Tabla 6 del apartado de resultados:

- Métricas de área y borde:

- AREA_CPS (métrica de área y borde): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica ***área del parche*** (superficie del parche).
- CIRCLE_CPS (métrica de área y borde): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica ***círculo circunscrito relacionado*** (relación entre el área del parche y el área del círculo más pequeño que lo circunscribe).
- GYRATE_LPS (métrica de área y borde): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches del paisaje para la métrica ***radio de giro*** (distancia media entre cada celda del parche y el centroide de este).

- Métricas de forma
  - PARA_LPS (métrica de forma): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches del paisaje para la métrica ***ratio perímetro-área*** (relación entre el perímetro y la superficie del parche).
  - SHAPE_CPS (métrica de forma): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica índice de forma, que calcula la complejidad de la forma del parche en comparación con un cuadrado del mismo tamaño, mediante la ***relación entre el perímetro del parche y la raíz cuadrada de su superficie*** ajustado por una

constante para ajustar un estándar cuadrado en el percentil de la distribución de clase.

- Métricas de núcleo:
    - CORE (métrica de núcleo): ***Área del núcleo*** o medio interno de un parche, es decir, del hábitat interior que se encuentra a una distancia superior a la distancia de borde especificada desde el perímetro del fragmento.
    - NCORE (métrica de núcleo): ***Número de zonas de núcleo***, es decir número de zonas de medio interno disyuntas que contiene un parche.
    - NCORE_CPS (métrica de núcleo): Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica ***número de zonas de núcleo***.
- Métricas de agregación:
    - ENN (métrica de agregación): ***Distancia euclidiana al vecino más cercano***, es decir, la distancia más corta en línea recta entre un parche y su vecino más próximo de la misma clase, medida entre los centros de las dos celdas más cercanas de los parches respectivos.
    - PROX (métrica de agregación): ***Índice de proximidad*** que considera el tamaño y la proximidad del resto parches de la misma clase cuyos bordes están dentro de un radio de búsqueda especificado a partir del parche focal. Es igual al sumatorio del área de los parches dividida entre el

cuadrado de la distancia más cercana entre bordes al parche focal, de todos los parches de la misma clase cuyos bordes están dentro de la distancia especificada desde el parche focal.

- Otras métricas:
  - ALT: ***Altitud***
  - SLP: ***Pendiente del terreno***

Para el cálculo de estas métricas se ha considerado una zona de influencia o búfer de 200 m alrededor de cada trampa. Se ha elegido esta distancia debido a que distintos autores han observado que, en base a la diferente composición del mosaico paisajístico, los movimientos individuales de los insectos y arácnidos pueden ser diferentes en función de la estructura y composición paisajística, pero en la mayoría de los casos no supera los 100 m (Collinge, 2000; Wiens *et al.*, 1993), de modo que un búfer de 200 m es adecuado para evitar la autocorrelación. De acuerdo con este criterio, cada trampa se consideró espacialmente independiente en el análisis.

Finalmente, tal como se comenta más arriba, también se relacionaron los índices de paisaje con los índices de diversidad siguientes:

- Índice de Shannon (Shannon and Weaver, 1949), cuya fórmula matemática es la siguiente:

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} p_i \ln p_i$$

Donde S es la riqueza y p_i la abundancia relativa del taxón i, es decir, el número de individuos de dicho taxón dividido por el número total de individuos de la muestra. Puede observarse cómo la diversidad máxima (H'_{max} = lnS) se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes.

- Índice de entropía de Shannon (diversidad verdadera) (Jost, 2006) que, tal como ya se ha indicado más arriba, se calcula mediante la fórmula:

$$^{q}D = \left(\sum_{i=1}^{S} p_i^q\right)^{1/(1-q)}$$

Donde ^{q}D es la diversidad verdadera; p_i es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la especie *i*; *S* es el número de especies; y *q* es el orden de la diversidad y ajusta la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies.

- Índice Simpson, cuya fórmula matemática es la siguiente:

$$\lambda = \sum_{i=1}^{s} p_i^2$$

Donde *S* es la riqueza y p_i la abundancia relativa del taxón i, es decir, el número de individuos de dicho taxón dividido por el número total de individuos de la muestra.

Los tres índices fueron determinados utilizando el programa EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009).

3.3.7. Análisis estadísticos

Para evaluar la influencia del hábitat sobre la biodiversidad y la abundancia de familias de enemigos naturales se ha utilizado el test no paramétrico de comparación de medias de Kruskal-Wallis seguido del test posthoc de comparaciones múltiples de Dunn.

Para establecer la existencia de correlaciones entre los diferentes hábitats (factores) y las diferentes familias de enemigos naturales capturadas se utilizó el análisis de correspondencia (CA).

Finalmente, para analizar las posibles relaciones entre los índices del paisaje y la biodiversidad y abundancia de familias de enemigos naturales, se realizaron modelos lineales dónde seleccionó el modelo que mejor se ajustaba mediante el método de eliminación hacia atrás (*backward selection*). Este método consiste en partir de un modelo muy complejo, que incorpora todas las variables que pueden influir en la respuesta, y eliminar en cada etapa sucesiva la variable menos influyente, hasta que no proceda suprimir ninguna más.

Todos estos análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico Statistica versión 7.0 (StatSoft Inc., 2004).

3.4. Resultados

3.4.1. Material estudiado

Se ha identificado hasta nivel taxonómico de familia un total de 28 647 ejemplares de artrópodos que pertenecen a familias que incluyen especies de enemigos naturales de plagas. Todos estos ejemplares pertenecen a 10 órdenes (Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera, Solifugae y Thysanoptera) y 27 familias (Tablas 1 y 2).

Tabla 1. Número de ejemplares total y por tipo de trampa (combi y pitfall) de cada familia de enemigos naturales capturados en cada uno de los hábitats estudiados durante el año 2011

(Bm: bosque mediterráneo; Mm: matorral mediterráneo; Ol: olivar; Pr: pradera; Vñ: viñedo).

		Combi					Pitfall					Combi + Pitfall					
Orden	**Familia**	**Bm**	**Mm**	**Ol**	**Pr**	**Vñ**	**Bm**	**Mm**	**Ol**	**Pr**	**Vñ**	**Bm**	**Mm**	**Ol**	**Pr**	**Vñ**	**Total**
Araneae	**Dysderidae**							1	2	8			1	2	8		**11**
	Lycosidae				1		2	32	35	450	24	2	32	35	451	24	**544**
	Oxyopidae	2			2			19	5	6	1	2	19	5	8	1	**35**
	Salticidae	2	3		9	5	2	5	5	5	8	4	8	5	14	13	**44**
	Thomisidae	5	7	7	13	11	2	4	4	13	5	7	11	11	26	16	**71**
Coleoptera	**Carabidae**	3	5	14	10	11	10	14	162	62	170	13	19	176	72	181	**461**
	Coccinellidae	14	29	38	45	28						14	29	38	45	28	**154**
	Staphylinidae	42	29	42	34	72	13	5	27	19	24	55	34	69	53	96	**307**
Dermaptera	**Forficulidae**	1	1	5	8		2		7	1	29	3	1	12	9	29	**54**
Diptera	**Cecidomyiidae**	241	34	18	25	53	5			24	6	246	34	18	49	59	**406**
	Tachinidae	73	7	26	11	10		1	2	1		73	8	28	12	10	**131**
Hemiptera	**Anthocoridae**		4	2	6	4				1			4	2	7	4	**17**
	Geocoridae		1	1	1	2							1	1	1	2	**5**
	Miridae	22	10	3	6	4						22	10	3	6	4	**45**
	Reduviidae	1	2	1	3	1		1		20	1	1	3	1	23	2	**30**
Hymenoptera	**Aphelinidae**	2		2			1	1	1		1	3	1	3		1	**8**
	Braconidae	52	19	18	16	11		1		1	1	52	20	18	17	12	**119**
	Encyrtidae	5	1		2	1		1	7	3		5	2	7	5	1	**20**
	Eulophidae	14	15	13	8	2				1	2	14	15	13	9	4	**55**
	Formicidae	79	71	86	724	54	1318	1367	1672	18672	1617	1397	1438	1758	19396	1671	**25660**
	Ichneumonidae	66	19	19	10	2		1	7	1	1	66	20	26	11	3	**126**
	Pteromalidae	17	15	13	22	11			4	1	2	17	15	17	23	13	**85**
	Vespidae	57	49	14	39	8				1		57	49	14	40	8	**168**
Mantodea	**Mantidae**						1					1					**1**
Neuroptera	**Chrysopidae**	1		4	1	1						1		4	1	1	**7**
Solifugae	**Daesiidae**							2					2				**2**
Thysanoptera	**Aeolothripidae**	4	19	5	17	36						4	19	5	17	36	**81**
	Total	**703**	**340**	**331**	**1013**	**327**	**1356**	**1455**	**1940**	**19290**	**1892**	**2059**	**1795**	**2271**	**20303**	**2219**	**28647**

Tabla 2. Número total de individuos capturados de cada orden y familia en cada una de las fechas de muestreo (F1: 25/04/2011; F2: 02/05/2011; F3: 09/05/2011; F4: 16/05/2011; F5: 23/05/2011; F6: 30/05/2011; F7: 06/06/2011; F8: 13/06/2011; F9: 20/06/2011; F10: 27/06/2011; F11: 28/06/2011; F12: 04/07/2011).

Orden	Familia	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	Total
Araneae	Dysderidae		2		2		2	1	1	2			1	**11**
	Lycosidae	36	50	42	65	140	35	18	41	14	89	3	11	**544**
	Oxyopidae	1		4	1	4	2	4	2	7	8	1	1	**35**
	Salticidae	2	3		1	1	3		3	19	2	2	8	**44**
	Thomisidae	7	5	3	1	4	6	2	1	34	4		4	**71**
Coleoptera	Carabidae	34	54	38	80	36	25	18	30	67	17	37	25	**461**
	Coccinellidae	1	4				4			122			23	**154**
	Staphylinidae	85	53	8	11	3	22	4	3	85	12	8	13	**307**
Dermaptera	Forficulidae	10	8	5	5	1	4	1		15	1	3	1	**54**
Diptera	Cecidomyiidae	7	8	13		3	33			315	1		26	**406**
	Tachinidae	15	15	1				1	1	88			10	**131**
Hemiptera	Anthocoridae			1			3			7			6	**17**
	Geocoridae		1	1						1			2	**5**
	Miridae	2	6				17			20				**45**
	Reduviidae	4	2	3	3	1	2	2	2	8	3			**30**
Hymenoptera	Aphelinidae						1			7				**8**
	Braconidae	4	1		1		7			103			3	**119**
	Encyrtidae								2	10	1	5	2	**20**
	Eulophidae	2	1	1			4			43			4	**55**
	Formicidae	382	498	499	294	417	915	661	413	9593	7459	687	3842	**25660**
	Ichneumonidae	11	8		2		3		3	88		4	7	**126**
	Pteromalidae	5	2			1	5	1		58		2	11	**85**
	Vespidae	4	12	45	20	6	13	10	10	15	20		13	**168**
Mantodea	Mantidae												1	**1**
Neuroptera	Chrysopidae									6			1	**7**
Solifugae	Daesiidae										2			**2**
Thysanoptera	Aeolothripidae	4	5				10			56			6	**81**
	Total	**616**	**738**	**664**	**486**	**617**	**1116**	**723**	**512**	**10783**	**7619**	**752**	**4021**	**28647**

La abundancia de individuos recolectados fue altamente superior en la pradera, donde se capturó casi el 71% del total, mientras que en olivar y viñedo se capturó, aproximadamente, el 8% en ambos hábitats, en bosque mediterráneo el 7%, y en matorral mediterráneo el 6%. Estas diferencias tan grandes se deben al desproporcionado número de individuos de la familia Formicidae capturados en la pradera (19 396 ejemplares). Si se prescinde de esta familia en todos los hábitats, las diferencias son mucho menos marcadas: la pradera sigue siendo el hábitat con mayor abundancia (aproximadamente el 30,5%), el bosque quedaría en segundo lugar (22,5%), seguido de olivar y viñedo (17% y 18%, respectivamente), y el matorral mediterráneo quedaría de nuevo en último lugar (12%). A continuación, se indican los órdenes y las familias identificados y se comenta su importancia como enemigos naturales de plagas:

Orden ARANEAE

Las arañas son uno de los grupos de enemigos naturales más abundantes encontrados en este estudio, aunque en el bosque mediterráneo las capturas fueron muy escasas. Constituyen un grupo de depredadores generalistas especialmente abundante y diverso en la mayoría de los agroecosistemas (Birkhofer *et al*., 2013). Utilizan una amplia gama de estrategias de caza (Cardoso *et al*. 2011) y ocupan una gran variedad de nichos, desde el suelo hasta el follaje de las plantas (Marc *et al*. 1999). Con cierta frecuencia, las arañas presentan especialización de hábitat, pero raramente se especializan en las especies presa que consumen (Van Driesche *et al*., 2008). El importante papel que juegan como agentes de control biológico

de plagas se está poniendo cada vez más en evidencia (Michalko *et al*., 2019; Picchi *et al*., 2016; Stiling and Cornelissen, 2005).

Familia Dysderidae C. L. Koch, 1837

Los ejemplares de esta familia se han capturado de forma muy escasa, incluso no se han obtenido ejemplares ni en bosque mediterráneo ni en viñedo. Está formada por especies epigeas de costumbres errantes, solitarias y nocturnas (Jocqué and Dippenaar-Schoeman, 2006). Algunas, son depredadoras generalistas, mientras que otras están especializadas en el consumo de isópodos Řezáč *et al.*, 2008). Thaler and Zapparoli (1993) la citan como una de las familias de arañas epigeas más abundantes de los olivares del centro de Italia.

Familia Lycosidae Sundevall, 1833

Se trata de la familia de arañas más abundante encontrada en matorral mediterráneo, pradera, olivar y viñedo. Los licósidos son depredadores bien adaptados a los agroecosistemas y se encuentran con frecuencia de forma abundante en ellos (Öberg *et al*., 2007; Royaute and Buddle, 2012; Samu and Szinetár, 2002; Schmidt *et al*., 2005). Algunas especies han demostrado ser buenas consumidoras de ciertas plagas de pulgones, dípteros y lepidópteros (Kuusk *et al*., 2008; Monzó *et al*., 2009; Rendon *et al*., 2016).

Familia Oxyopidae Thorell, 1870

El matorral fue el hábitat en el que esta familia se capturó en mayor abundancia. Estas arañas suelen cazar entre el follaje de las plantas, donde se esconden y acechan a sus víctimas, siendo capaces de saltar hacia presas voladoras y atraparlas en el aire (Jocqué and Dippenaar-Schoeman, 2006). En

algunos cultivos se han registrado de forma abundante (Beltramo *et al*., 2006; Brown *et al*., 2003) y se pueden alimentar de numerosos tipos de plagas (Dippenaar-Schoeman *et al*., 1999; Young and Lockley, 1985).

Familia Salticidae Blackwall, 1841

Fue en los dos agroecosistemas, olivar y viñedo, donde esta familia se encontró en mayor abundancia. Constituye la familia de arañas más rica en especies, con más de 5000 de las 40 000 especies conocidas de Araneae (Platnick, 2011; Proszynski, 2011). Son de actividad diurna y cazan a la carrera, ocupando una amplia variedad de hábitats (Jocqué and Dippenaar-Schoeman, 2006). En ocasiones, constituyen la familia más abundante de la comunidad de arañas de algunos agroecosistemas (Markó and Keresztes, 2014; Morris *et al*., 1999). Consideradas muy polífagas, se han citado como depredadoras de diversos tipos de plagas (Dippenaar-Schoeman *et al*., 1999; Mansour *et al*., 1995).

Familia Thomisidae Sundevall, 1833

Se trata de la segunda familia de arañas de las encontradas en este estudio en lo que a abundancia se refiere. Esta familia habita principalmente en el follaje y solo unos pocos géneros viven en el suelo (Jocqué and Dippenaar-Schoeman, 2006). Son de actividad diurna y la mayoría de ellas caza al acecho, a la espera de que la presa se encuentre a una distancia adecuada (Dippenaar-Schoeman *et al*., 1999). Se ha citado como una de las familias de arañas más abundantes en diversos cultivos, tanto leñosos como herbáceos (Bán *et al*., 2010; Dong *et al*., 2005; Pekár and Kocourek, 2004), pudiendo consumir un variado tipo de fitófagos, desde ácaros tetraníquidos y pulgones

hasta coleópteros y lepidópteros (Dippenaar-Schoeman *et al*., 1999; Birkhofer *et al*. 2008).

Orden SOLIFUGAE

Estos arácnidos son depredadores generalistas, de hábitos nocturnos y epigeos (Polis and McCormick, 1986). Habitan, principalmente, en las regiones desérticas y semidesérticas, aunque algunos de ellos se han adaptado a condiciones más moderadas (González-Moliné *et al*., 2008). En la península ibérica solo se ha registrado una familia.

Familia Daesiidae Kraepelin, 1899

En el presente estudio solo se han capturado dos ejemplares de esta familia, concretamente en matorral mediterráneo. El único representante ibérico de la familia es la especie *Gluvia dorsalis* (Latreille, 1817), aunque González-Moliné (2015) considera probable la presencia de otra especie. La distribución de *G. dorsalis* parece estar condicionada por la temperatura, especialmente en la época estival, ya que prefiere zonas en las que la temperatura media del verano sea superior a 22 ºC (González-Moliné *et al*., 2008). Devora una amplia variedad de presas, pero parece rechazar el consumo de ácaros, algunos isópodos, milpiés, hormigas grandes y carábidos (Hrusková-Martisová *et al*., 2010).

Orden COLEOPTERA

Los coleópteros han sido los insectos capturados en mayor abundancia, si no se tiene en cuenta la desproporcionada aportación de las hormigas al orden Hymenoptera. Dado que constituyen el grupo zoológico más diverso que existe (Chapman, 2009), poseen hábitos tróficos muy variados (fitófagos,

xilófagos, depredadores, micófagos, coprófagos, necrófagos, saprófagos, etc.), siendo las especies depredadoras ampliamente utilizadas en el control biológico de algunos tipos de plagas (Jacas *et al*., 2008).

Familia Carabidae Latreille, 1802

En este estudio, ha sido la familia de coleópteros más abundante capturada en pradera y en los dos ecosistemas agrícolas (olivar y viñedo). Los carábidos constituyen uno de los grupos de insectos más diverso y abundante dentro de los agroecosistemas (Swaminathan, 2014). Aunque algunas especies presentan hábitos fitófagos (principalmente de semillas), la mayoría de ellas son depredadoras, estrictas o facultativas, y pueden consumir un amplio rango de insectos plaga: pulgones, dípteros, coleópteros, lepidópteros, etc. (Holland, 2002).

Familia Coccinellidae Latreille, 1807

Los coccinélidos se han encontrado de forma más abundante en pradera y olivar. La inmensa mayoría de las especies de esta familia son depredadoras, principalmente de plagas de homópteros (pulgones, cochinillas, moscas blancas), aunque existen algunas que están especializadas en el consumo de ácaros fitófagos (Jacas *et al*., 2008), siendo un grupo de enemigos naturales que puede ocupar un amplio rango de agroecosistemas (Obrycki *et al*., 2009).

Familia Staphylinidae Latreille, 1802

Los estafilínidos han destacado por su abundancia en los cinco hábitats estudiados, especialmente en viñedo, siendo la segunda familia de coleópteros más importante en este sentido. La mayoría de las especies de esta familia son depredadoras no específicas, pero muchas son saprófagas o micófagas, y

algunas se alimentan de algas o polen (Bohac, 1989). Existen estudios que indican que las especies depredadoras u omnívoras que habitan en los agroecosistemas pueden proporcionar servicios de control biológico al incidir sobre las poblaciones de algunas plagas de ácaros, pulgones, coleópteros o lepidópteros (Klimaszewski *et al*., 2018).

Orden DERMAPTERA

La mayoría de las especies de dermápteros son omnívoras y se alimentan de artrópodos, plantas, algas microscópicas u hongos, pudiendo llegar a ser depredadores importantes de determinadas plagas (Jacas *et al*., 2008).

Familia Forficulidae Stephens, 1829

El viñedo ha sido el hábitat en el que esta familia se ha capturado de forma más abundante. Estos insectos, habituales en agroecosistemas perennes, pueden tener un destacable papel regulador sobre las poblaciones de plagas de cochinillas (Karsemeijer, 1973; McLeod and Chant, 1952), psílidos (Lenfant *et al*., 1994; Solomon *et al*., 1999), pulgones (Carrol and Hoyt, 1984; Dib *et al*., 2010; Mueller et al., 1988) y lepidópteros (Glen, 1977; Strandberg, 1981). La mayoría de los individuos se han capturado en los dos agroecosistemas estudiados, especialmente en viñedo, y en la pradera.

Orden DIPTERA

El grupo de los dípteros es uno de los más abundantes en el estudio realizado, aunque su importancia se ha debido, principalmente, a una de las familias capturadas. Dentro de este orden, existen varias familias que incluyen especies con hábitos depredadores o parasitoides, algunas de ellas

especialmente implicadas en el control biológico de plagas (Tachinidae, Cecidomyiidae, Syrphidae, Muscidae, Chamaemyiidae). Normalmente, solo las larvas depredan o parasitan artrópodos, mientras que los adultos suelen ser florícolas (Jacas *et al*., 2008; Pina, 2008).

Familia Cecidomyiidae Newman, 1835

Es la familia de dípteros con mayor número de capturas, destacando el elevado número de ejemplares obtenido en el bosque mediterráneo. Aunque la mayoría de las especies son fitófagas, existen algunas que se comportan como depredadoras. Hay dos géneros que destacan por su utilización en control biológico de plagas. Las larvas del género *Aphidoletes* están especializadas en el consumo de pulgones (en algún caso, de adélgidos), pero también se sabe que pueden alimentarse de ácaros tetraníquidos, cochinillas, moscas bancas y psílidos, aunque no llegan a completar su desarrollo sobre ellos (Boulanger *et al*., 2019). Por su parte, el género *Feltiella* está formado por especies devoradoras de ácaros tetraníquidos (Gagne, 1995).

Familia Tachinidae Robineau-Desvoidy, 1830

El bosque mediterráneo ha sido el hábitat en el que esta familia se ha capturado de forma más abundante, seguido del olivar. Todas las especies son parasitoides y presentan un rango de hospedadores muy amplio (Belshaw, 1994). La gran mayoría son endoparasitoides solitarios de heterópteros, ortópteros, lepidópteros, coleópteros e himenópteros (Avilla, 2005). Algunas especies han sido introducidas y establecidas exitosamente en programas de control biológico inoculativo o clásico (Feener and Brown, 1997).

Orden HEMIPTERA

El número de ejemplares de hemípteros capturados no ha sido significativamente importante. La mayor parte de las especies de este orden son fitófagas, pero dentro del suborden Heteroptera hay muchos grupos que son completamente depredadores, muchas familias y géneros que contienen algunas especies que son depredadoras y otras que son fitófagas, y existen algunas especies que son ambas cosas, es decir, zoofitófagas (Schaefer and Panizzi, 2000).

Familia Anthocoridae Fieber, 1837

Los antocóridos capturados han sido escasos en todos los hábitats estudiados, siendo nulas las capturas en bosque mediterráneo. Estos insectos constituyen un importante componente de la comunidad de depredadores de muchos agroecosistemas. En general, presentan un elevado grado de polifagia, pudiendo alimentarse de ácaros, trips, áfidos, psílidos, cochinillas y escolítidos, así como de huevos y pequeñas larvas de lepidópteros (Lattin, 2000). También, pueden utilizar el polen como fuente alternativa de alimento (Jacas *et al*., 2008).

Familia Geocoridae Baerensprung, 1860

En este estudio, se han capturado muy pocos ejemplares de esta familia. Son insectos zoofitófagos que han sido frecuentemente observados en diferentes tipos de agroecosistemas (Sweet, 2000). Presentan hábitos depredadores generalistas y entre sus presas se encuentran ácaros, trips, pulgones, moscas blancas, larvas de coleópteros, y huevos y primeros estadios

larvarios de lepidópteros plaga, entre otros artrópodos (Crocker and Whitcomb, 1980; Gravena and Sterling, 1983; Tamaki, 1972).

Familia Miridae Hahn, 1831

Las mayores capturas de esta familia se han obtenido en el bosque mediterráneo. Aunque la mayoría de las especies de Miridae son estrictamente fitófagas, una parte significativa presenta hábitos zoofitófagos o casi exclusivamente depredadores (Wheeler, 2000a). Suelen tener un amplio rango de presas, entre las que se encuentran plagas de tetraníquidos, trips, pulgones, cochinillas y moscas blancas, así como huevos y larvas jóvenes de lepidópteros (Wheeler, 2000b).

Familia Reduviidae Latreille, 1807

Los redúvidos se han capturado en número escaso en todos los hábitats muestreados, excepto en pradera. Se trata de una familia ampliamente distribuida, diversa y abundante, compuesta, principalmente, por especies depredadoras generalistas (Ambrose, 2003). Estos insectos se encuentran en muchos agroecosistemas y son considerados como importantes agentes de control biológico de plagas, ya que pueden alimentarse de numerosas especies de los órdenes Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Isoptera, Lepidoptera y Orthoptera (Sahayaraj, 2014).

Orden HYMENOPTERA

Este orden ha sido el más abundante en todos los hábitats estudiados, pero, como ya se ha comentado anteriormente, esta abundancia se ha debido a una familia concreta, la familia Formicidae, de la que se han capturado miles de ejemplares. Sin tener en consideración esta familia, el orden Hymenoptera

se situaría en tercera posición. Los himenópteros constituyen un rico orden de insectos compuesto por especies fitófagas, parasitoides, depredadoras y recolectoras de polen (Pina, 2008). Dentro de este orden se incluyen la casi totalidad de los parasitoides, por lo que constituye un grupo especialmente importante en el control biológico de plagas (Godfray, 1994).

Familia Aphelinidae Thomson, 1876

Los afelínidos se han capturado de forma muy escasa en todos los hábitats estudiados. Se trata de una rica familia formada por endoparasitoides, ectoparasitoides e incluso por depredadores (Pina, 2008). Algunas especies son hiperparasitoides o parasitoides de huevos de algunos insectos, como Auchenorrhyncha, Lepidoptera u Orthoptera (Hayat, 1998; Rosen and DeBach, 1990). Son muy utilizados en control biológico contra plagas económicamente importantes de cochinillas, moscas blancas y pulgones (Avilla, 2005)

Familia Braconidae Nees von Esenbeck, 1811

Es una de las familias de parasitoides con mayor abundancia, especialmente en el bosque mediterráneo. En general, los bracónidos son endoparásitos solitarios, aunque no es raro encontrar especies gregarias. La mayoría de las especies prefieren hábitats relativamente cálidos y secos, por lo que suelen ser más eficaces que otras familias de parasitoides para el control de plagas en los agroecosistemas de zonas geográficas cuyo clima favorece las presencia de las condiciones anteriores (Shaw and Huddleston, 1991). Existen varias subfamilias importantes en control de plagas. Algunas de ellas están especializadas en el parasitismo de pulgones, lepidópteros o dípteros agromícidos, mientras que otras son más generalistas (Pina, 2008).

Familia Encyrtidae Walker, 1837

Las capturas obtenidas de esta familia no han sido significativas en ninguno de los hábitats. Estos endoparasitoides han sido utilizados con éxito como agentes de control biológico (Van Driesche *et al*., 2008). Aunque presentan un amplio rango de hospedadores, que incluye diferentes órdenes de insectos (lepidópteros, coleópteros, dípteros, ortópteros, etc.), se trata de una de las familias más importante en el control de plagas de cóccidos y pseudocóccidos (Pina, 2008; Trjapitzin, 2008). Algunas especies son poliembriónicas.

Familia Eulophidae Westwood 1829

El número de eulófidos obtenido ha sido poco importante, siendo el viñedo el hábitat con menor número de capturas. Dentro de esta amplia familia existen diferentes tipos de hábitos tróficos: ectoparasitismo y endoparasitismo, fitofagia y depredación (Kosheleva and Kostjukov, 2014). Un buen número de las especies parasitoides son consideradas como importantes agentes de control biológico de plagas y, generalmente, atacan a un limitado rango de hospedadores dentro de los lepidópteros, dípteros, coleópteros e himenópteros, especialmente de especies con larvas minadoras de hojas (Askew, 1968). Algunas especies (género *Diglyphus*, por ejemplo) no solo causan mortalidad por parasitismo, sino que las hembras adultas pueden matar un buen número de larvas mediante las picaduras alimenticias que realizan sobre el hospedador (Kaspi *et al*., 2001).

Familia Formicidae Latreille, 1809

Las hormigas han sido los artrópodos más abundantes en este estudio. El número de ejemplares obtenido ha sido similar en todos los hábitats, salvo en pradera, donde se han capturado entre 11 y 13 veces más que en el resto. Esta familia es extremadamente abundante en la mayoría de los ecosistemas, alcanzando, al menos, un tercio de toda la biomasa de insectos (Hölldobler and Wilson, 2009). Presenta hábitos fitófagos, carroñeros y depredadores (Hölldobler and Wilson, 1990). Las especies depredadoras poseen algunas características que las hacen adecuadas para el control biológico (Risch and Carroll, 1982): a) muestran respuestas numéricas rápidas cuando las poblaciones de plagas aumentan; b) la mayoría de las especies son polífagas y cooperativas, lo que les permite consumir un amplio rango de presas; c) pueden almacenar proteínas en forma de huevos tróficos y larvas que luego son canibalizadas (Nonacs, 1991), lo que facilita el hecho de que sus colonias sean estables; y d) este último comportamiento favorece que las colonias muestren altos niveles de saciedad de presas; así, a altas densidades de presas, las hormigas continúan depredando y acumulando proteínas. Diversos autores destacan el potencial que supone el manejo de las hormigas para alcanzar soluciones sostenibles de control de plagas (Lara-Villalón *et al*., 2015; Offenberg, 2015).

Familia Ichneumonidae Latreille, 1802

Se trata de la familia de parasitoides capturada en mayor número. La mitad de las capturas se han obtenido en el bosque mediterráneo, mientras que en viñedo han sido muy escasas. Constituyen un amplio grupo de ecto y

endoparasitoides de insectos holometábolos (sobre todo de sus larvas y pupas), raramente de arácnidos, existiendo unas pocas especies que muestran hábitos parcialmente fitófagos, ya que también se pueden alimentar de las reservas de polen de las larvas de abejas, sus hospedadores (Hanson and Gauld, 2006; Quicke, 1997). Principalmente habitan en ambientes forestales, donde ejercen un papel clave en la regulación de muchos insectos perjudiciales, siendo limitada su aportación al control biológico de plagas en los agroecosistemas (Casado *et al*., 2015).

Familia Pteromalidae Dalman, 1820

Junto con los bracónidos, son los parasitoides capturados en mayor abundancia en el viñedo. La diversidad de formas de vida de las especies que integran esta familia es muy amplia. Así, hay especies, ecto y endoparasitoides, solitarias y gregarias, koinobiontes e idiobiontes, e incluso depredadoras (por ejemplo, de Coccidae). Muchos se desarrollan como ectoparasitoides solitarios o gregarios de larvas y pupas de Diptera, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera y Siphonaptera. Un gran número de especies atacan hospedadores que viven en el interior de la planta, como barrenadores de madera, minadores de tallo y hojas, formadores de agallas, etc. (Pitkin, 2004). Merece la pena destacar la contribución de los pteromálidos en el control de moscas asociadas con el hombre o sus animales domésticos (Hanson, 1995).

Familia Vespidae Laicharting, 1781

En el presente estudio, estos insectos se han capturado con mayor abundancia en los hábitats naturales (bosque mediterráneo, matorral

mediterráneo y pradera). Los véspidos incluyen especies de hábitos solitarios y sociales. Los adultos de las avispas sociales buscan carbohidratos, como polen y néctar, que utilizan para su nutrición y la de sus larvas (Raveret-Richter, 2000). Además, buscan activamente proteína animal, especialmente, la procedente de insectos de los órdenes Diptera, Hemiptera, Hymenoptera y Lepidoptera, que llegan a suponer el 90-95% de sus presas (Bichara-Filho *et al*., 2009), por lo que se considera que, si el número de véspidos es suficientemente numeroso, pueden contribuir de forma notable a controlar algunas plagas por debajo del Umbral Económico (Donovan, 2003).

Orden MANTODEA

Se trata de insectos que se comportan como depredadores generalistas (Reitze and Nentwig, 1991) y algunas especies utilizan el polen como suplemento nutritivo o como fuente alternativa de alimento en épocas de escasez de presas (Beckman and Hurd, 2003). Estos artrópodos son generalmente termófilos, por lo que prefieren lugares bien soleados, y suelen cazar sobre la vegetación o en el suelo.

Familia Mantidae Burmeister, 1838

En este estudio solo se ha capturado un ejemplar de esta familia, concretamente en bosque mediterráneo. Las especies de Mantidae presentan una actividad alimenticia muy intensa, por lo que son capaces de consumir notables cantidades de insectos, como moscas, mosquitos, saltamontes, orugas, etc. Al ser esencialmente insectívoros pueden ser considerados como útiles auxiliares en la agricultura (Pascual-Torres, 2015). Sin embargo, su carácter generalista implica el consumo, no solo de fitófagos, sino también de

otros auxiliares de los cultivos, como depredadores, parasitoides y polinizadores (Hurd, 1999).

Orden NEUROPTERA

Los neurópteros poseen características biológicas y ecológicas extremadamente diversas. En general, son depredadores generalistas, existiendo algunos casos de parasitismo (Stelzl and Devetak, 1999). Una de las características destacables de este orden es el aparato bucal de las larvas, cuyas mandíbulas y maxilas se han modificado para perforar y succionar el contenido licuado de sus presas o, excepcionalmente, de raíces de plantas o micorrizas (Tauber *et al*., 2009). Incluye varias familias especialmente importantes en control biológico de plagas.

Familia Chrysopidae Schneider, 1851

Las capturas obtenidas de crisópidos en este estudio han sido muy escasas. Las especies de esta familia constituyen uno de los grupos de enemigos naturales de plagas más destacables, especialmente los géneros *Chrysopa* y *Chrysoperla*, siendo habituales en ecosistemas naturales y agrícolas (Stelzl and Devetak, 1999). Todas las larvas son depredadoras, pero existen diferencias en los hábitos tróficos de los imagos. Así, los adultos de *Chrysoperla* se alimentan de polen, néctar y sustancias azucaradas, mientras que los de *Chrysopa* son depredadores (Brooks and Barnard, 1990). Se alimentan de pulgones, insectos minadores, cochinillas, moscas blancas, ácaros, etc. (Jacas *et al*., 2008).

Orden THYSANOPTERA

Dentro de este orden existen diferentes tipos de hábitos alimenticios: fitofagia, micofagia y depredación (Mirab-balou *et al*., 2011). La mayoría de las especies de trips son fitófagas, aunque algunas de estas pueden comportarse ocasionalmente como depredadoras (Jacas *et al*., 2008). Las familias Aeolothripidae y Phlaeothripidae contienen algunas especies consideradas como estrictamente depredadoras (Van Driesche *et al*., 2008).

Familia Aeolothripidae Uzel, 1895

Ha sido en viñedo donde esta familia se ha capturado de forma más abundante. Los aeolotrípidos exhiben una amplia gama de hábitos tróficos. Así, hay especies que son fitófagas de flores, otras son depredadoras obligadas, y otras presentan una biología intermedia, siendo depredadores facultativos y fitófagos a la vez (Mound and Marullo, 1998). Las especies depredadoras se pueden alimentar de otros trips, así como de huevos de lepidópteros, pequeños artrópodos y ácaros (Van Driesche *et al*., 2008). Diversos estudios han mostrado la importancia de esta familia en algunos agroecosistemas (Carpio *et al*., 2019; Fok *et al*., 2014)

3.4.2. Curvas de acumulación de familias

Las Figuras 4, 5, 6, 7 y 8 recogen las curvas de acumulación de familias con sus intervalos de confianza al 95%, cuando se representa el número de familias identificado en función del número total de ejemplares capturados de forma conjunta en ambos tipos de trampas (pitfall y combi), en los 5 diferentes hábitats estudiados, respectivamente. Se puede observar cómo, en todos los hábitats, las curvas alcanzan la zona de aproximación progresiva a una

asíntota, lo que indica que el esfuerzo de muestreo realizado ha sido suficiente para obtener una adecuada completitud del inventario en cada caso.

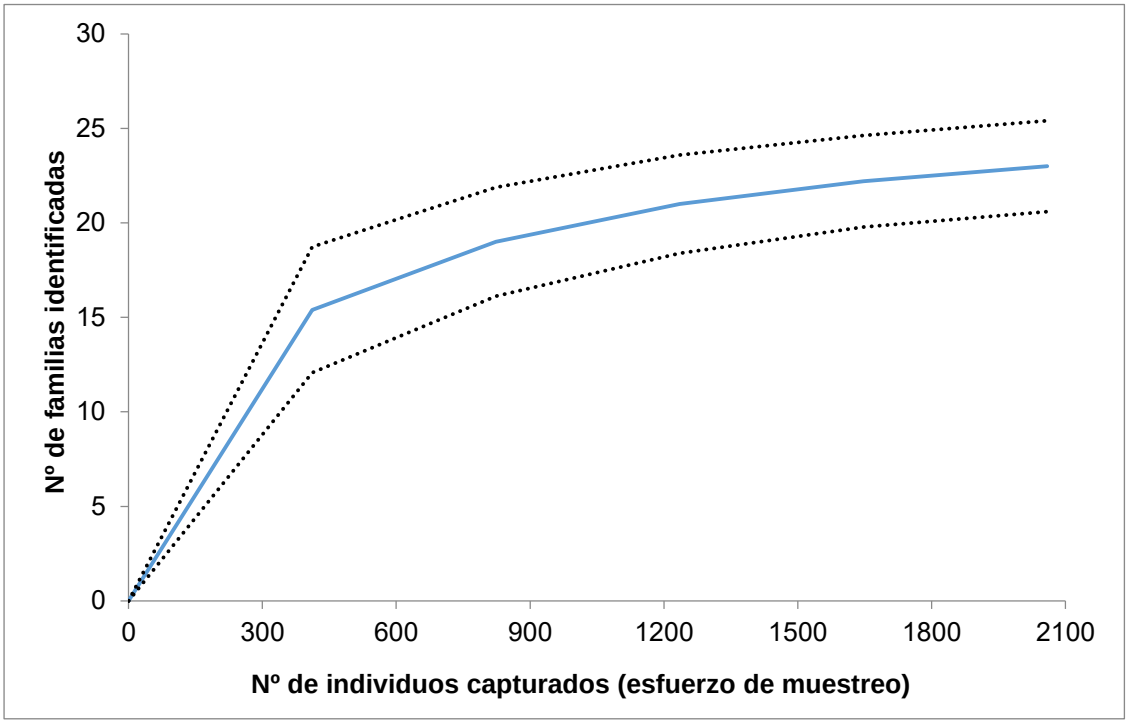

Figura 4. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat bosque mediterráneo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados).

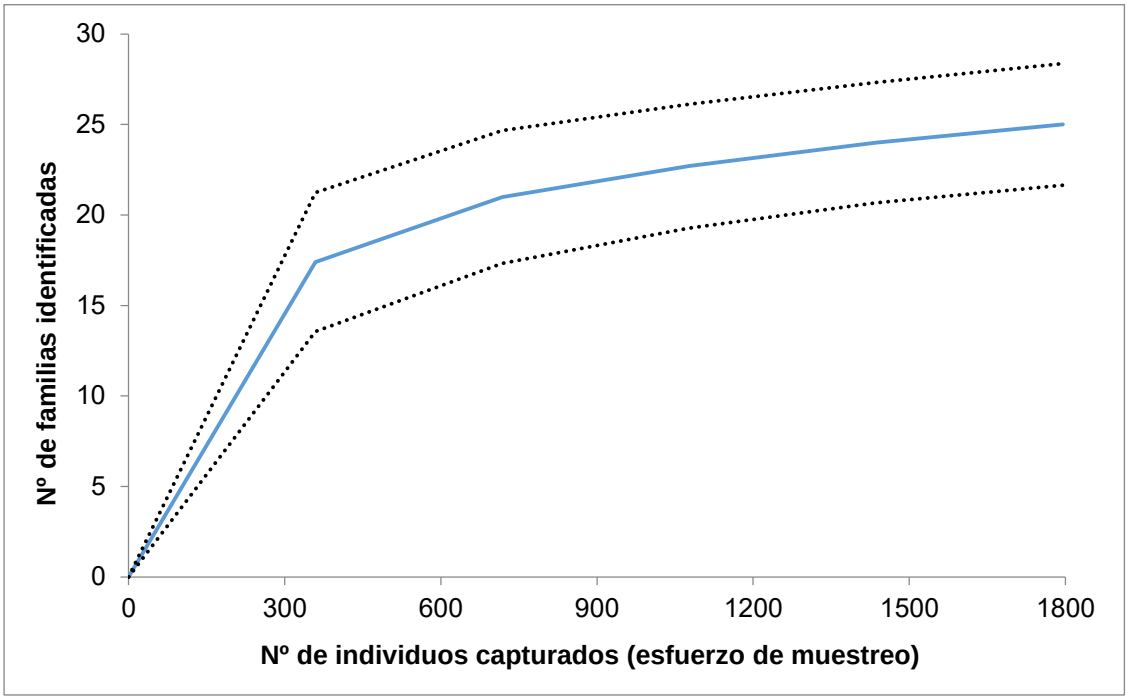

Figura 5. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat matorral mediterráneo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados).

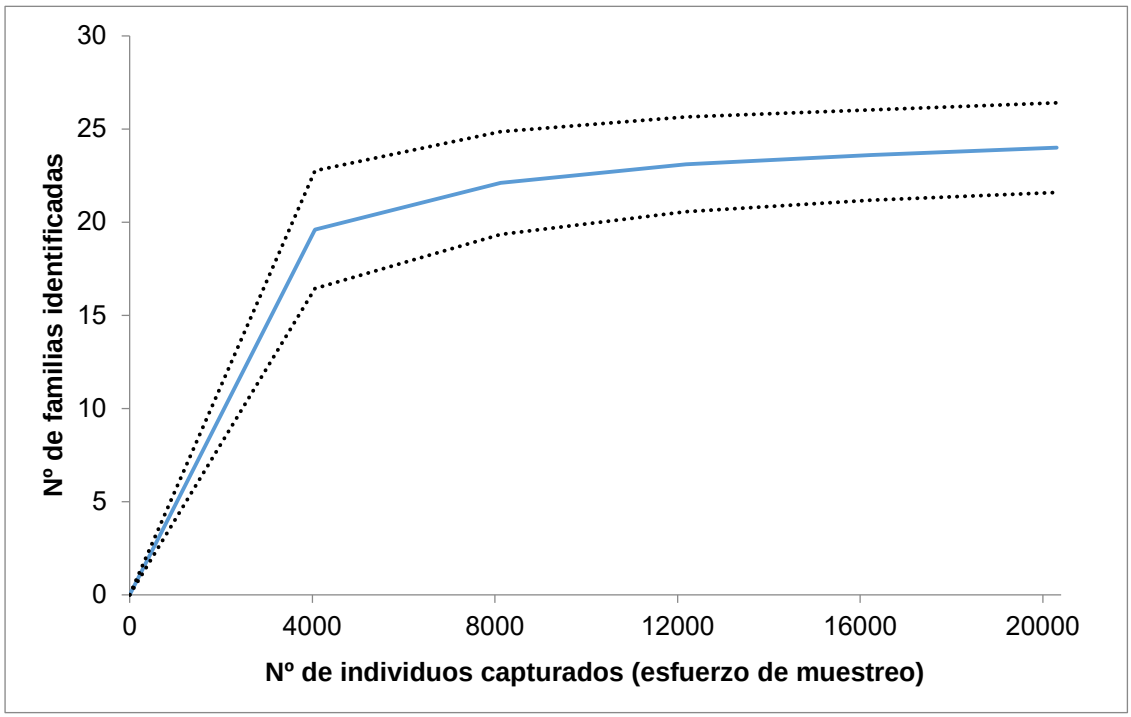

Figura 6. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat pradera en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados).

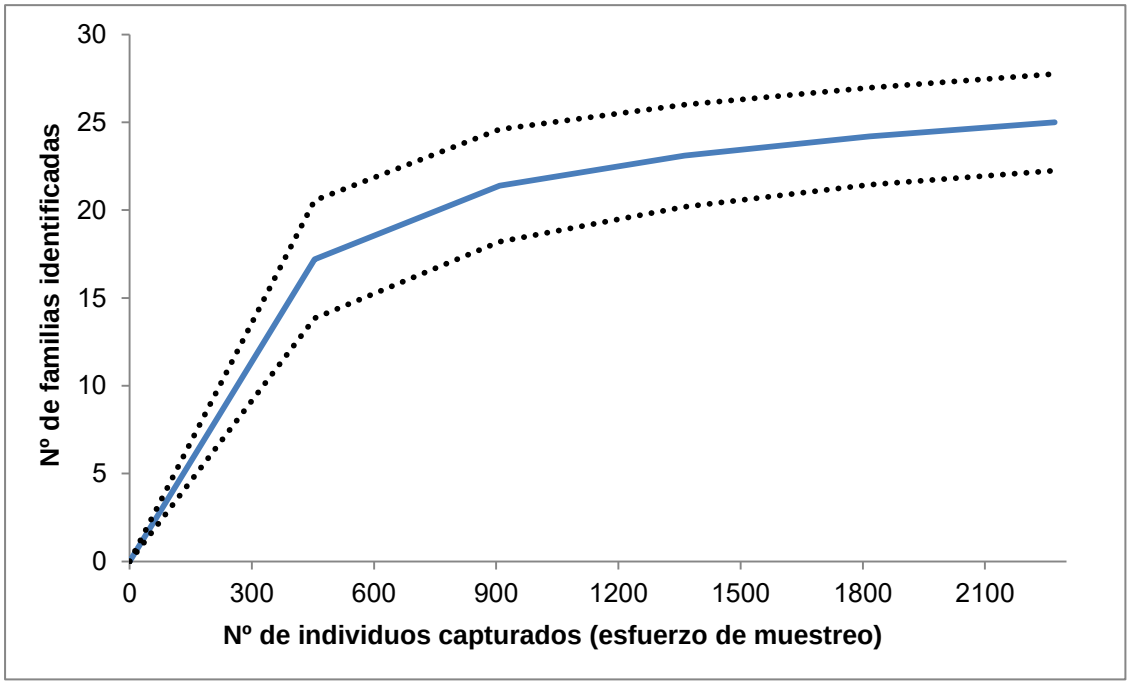

Figura 7. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat olivar en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados).

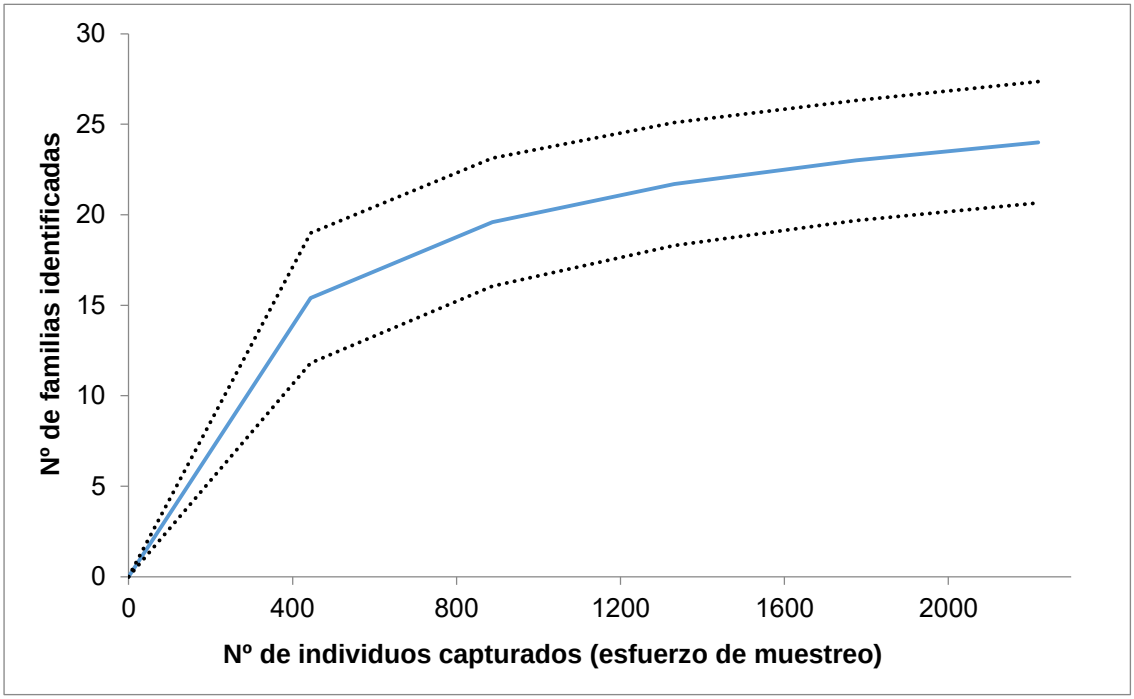

Figura 8. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturadas en el hábitat viñedo en 2011, con sus intervalos de confianza al 95%, en función del esfuerzo de muestreo (nº de individuos capturados).

3.4.3. Estimación de la riqueza potencial de familias

En la Tabla 3 se presentan los valores de la riqueza observada y de la riqueza potencial de las familias de enemigos naturales según los estimadores Chao 1 y Chao 2, para cada uno de los hábitats muestreados y tipos de trampas (en este último caso, cada uno por separado y los dos de forma conjunta). Los intervalos de confianza de ambos estimadores se solaparon en todos los casos, por lo que no existen diferencias significativas en cuanto al número de familias estimado por cada uno.

Tabla 3. Riqueza observada y riqueza potencial media de familias de enemigos naturales según los estimadores Chao 1 y Chao 2, para cada tipo de hábitat y de trampa. Entre paréntesis aparecen los intervalos de confianza (IC) al 95% para cada valor de los estimadores.

Tipo de trampa	Tipo de hábitat	Riqueza observada	Chao 1 (IC 95 %)	Chao 2 (IC 95 %)
Combi + Pitfall	Bosque mediterráneo	23	24,00 (23,09 – 33,67)	23,96 (23,11 – 31,74)
	Matorral mediterráneo	25	27,00 (25,25 – 41,00)	27,00 (25,28 – 39,10)
	Olivar	25	25,33 (25,02 – 30,96)	26,20 (25,14 – 35,44)
	Pradera	24	25,00 (24,07 – 38,38)	24,40 (24,02 – 30,90)
	Viñedo	24	26,00 (24,25 – 40,00)	26,00 (24,28 – 38,10)
Combi	Bosque mediterráneo	21	21,75 (21,07 – 29,44)	22,20 (21,14 – 31,44)
	Matorral mediterráneo	20	21,50 (20,15 – 35.04)	22,40 (20,30- 38,89)
	Olivar	20	20,33 (20,02 – 25,95)	20,80 (20,07 – 28,94)
	Pradera	23	24,00 (23,09 – 33,67)	25,67 (23,39 – 41,18)
	Viñedo	20	20,75 (20,07 – 28,43)	21,60 (20,22 – 31,68)
Pitfall	Bosque mediterráneo	10	10,20 (10,01 – 14,08)	12,67 (10,39 – 28,18)
	Matorral mediterráneo	15	25,49 (17,03 – 69,15)	24,60 (17,09 – 59,00)
	Olivar	14	14,00 (14,38 – 15,07)	14,20 (14,01 – 18,09)
	Pradera	14	47,00 (19,91 – 75,45)	41,40 (18,27 – 44,14)
	Viñedo	15	18,33 (15,50 - 37,06)	19,00 (15,68 – 38,69)

En los cinco hábitats, el número de familias identificadas fue muy próximo al número potencial de familias calculado por ambos estimadores. Si se consideran los tipos de trampas por separado, las pitfall fueron las que arrojaron mayores diferencias entre las familias observadas y las estimadas, especialmente en el caso de la pradera y del matorral mediterráneo.

Estas mismas observaciones se pueden comprobar si se tienen en cuenta los índices de completitud del inventario de familias (Tabla 4). Considerando la totalidad de las capturas y las obtenidas en las trampas combi, se obtuvieron valores altos de los índices de completitud (superiores al 92% y al 89%, respectivamente). Diversos autores consideran que un entorno ha sido suficientemente muestreado cuando el índice de completitud es igual o superior al 80% (Lobo, 2008; Soberón *et al*., 2000), situación que sí ocurre en este caso. Sin embargo, si se tienen en cuenta únicamente las capturas conseguidas en las trampas pitfall, la situación es diferente, ya que una buena parte de los índices no alcanzó el 80%. Este hecho es especialmente reseñable en el caso de la pradera, para la que los porcentajes de completitud solo alcanzaron valores del 29,8% y 33,8% para Chao 1 y Chao 2, respectivamente, y para el matorral mediterráneo, donde alcanzaron valores mayores (58,0% y 61,0%, respectivamente), pero también claramente por debajo del 80%.

Tabla 4. Índices de completitud (%) del inventario de familias de enemigos naturales obtenidos para cada tipo de hábitat y de trampa (en este último caso, cada uno por separado y los dos de forma conjunta), calculados según los estimadores Chao 1 y Chao 2.

Tipo de trampa	Tipo de hábitat	Índice de completitud (Chao 1)	Índice de completitud (Chao 2)
Combi + Pitfall	Bosque	95,8	96,0
	Matorral	92,6	92,6
	Olivar	98,7	95,4
	Pradera	96,0	98,4
	Viñedo	92,3	92,3
Combi	Bosque	96,6	94,6
	Matorral	93,0	89,3
	Olivar	98,4	96,2
	Pradera	95,8	89,6
	Viñedo	96,4	92,6
Pitfall	Bosque	98,0	78,9
	Matorral	58,8	61,0
	Olivar	100,0	98,6
	Pradera	29,8	33,8
	Viñedo	81,8	78,9

3.4.4. Diversidad verdadera de familias

Los valores más altos de diversidad verdadera se observaron en el bosque mediterráneo, con un número efectivo de familias (^1D) de 3,76. Es decir, en este hábitat se obtuvo una diversidad igual a la que tendría una comunidad teórica de 3,76 familias de enemigos naturales donde todas ellas tuvieran la misma abundancia. El segundo lugar fue ocupado por el viñedo (^1D

= 3,05), seguido por el olivar (^1D = 2,93) y el matorral mediterráneo (^1D = 2,87). Por su parte, el valor claramente más pequeño se obtuvo en la pradera (^1D = 1,32). Si se compara entre hábitats, estas cifras indican que el bosque es 1,23 veces más diverso en familias de enemigos naturales que el viñedo, 1,28 veces más que el olivar, 1,31 veces más que el matorral mediterráneo, y 2,84 veces más que la pradera. Con respecto a los dos agroecosistemas, el viñedo es 1,06 y 2,84 veces más diverso que el matorral mediterráneo y la pradera, respectivamente, mientras que el olivar es 1,02 y 2,21 veces más diverso que esos mismos dos hábitats, respectivamente.

3.4.5. Relación entre familias de enemigos naturales y hábitats

En la Tabla 5 se muestran las familias de enemigos naturales para las que se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats en cuanto a la abundancia de individuos capturados. Considerando estas familias, y hablando de modo general, la abundancia en viñedo fue baja respecto al conjunto del resto de hábitats, en el caso de las dos familias depredadoras del orden Araneae (Lycosidae y Dysderidae) y de la familia de parasitoides Ichneumonidae. Por el contrario, fue alta en el caso de las familias Carabidae, Aeolothripidae y Cecidomyiidae.

Tabla 5. Media (± error estándar) de la abundancia de individuos capturados de cada una de las Familias de enemigos naturales para las que existen diferencias significativas entre hábitats (Bm: Bosque mediterráneo, Mm: matorral mediterráneo, Ol: olivar, Pr: pradera, Vñ: viñedo).

Familia	Hábitat					*H*	*P*	*df*
	Bm	Mm	Ol	Pr	Vñ			
Aeolothripidae	0.8 ± 0.6a	3.8 ± 2.4b	1.0 ± 1.0c	3.4 ± 2.4d	7.2 ± 3.7d	5.6	0.02	4
Carabidae	1.1 ± 0.4a	1.6 ± 0.5a	14.7 ± 4.5c	6.0 ± 1.3d	15.1 ± 2.2c	16.6	0.002	4
Cecidomyiidae	49.2 ± 46.2 a	8.5 ± 4.4b	9.0 ± 7.0b	9.8 ± 3.5 c	8.4 ± 4.3c	10.3	0.017	4
Ichneumonidae	8.3 ± 6.0a	2.5 ± 1.9b	3.3 ± 1.9b	1.4 ± 0.6c	0.4 ± 0.3d	15.3	0.003	4
Lycosidae	0.2 ± 0.1a	2.7 ± 0.8b	2.9 ± 1.0b	37.6 ± 10.9c	2.0 ± 0.4d	12.2	0.03	4
Dysderidae	0.0 ±0.0a	0.1± 0.1b	0.3 ± 0.2c	1.1 ± 0.3c	0.0 ± 0.0c	16.0	0.002	4

Por su parte, al aplicar el análisis de correspondencia a los datos obtenidos en el presente trabajo se obtienen dos factores que, conjuntamente, explican el 90,15 % de la inercia total (Figura 9). Esta misma figura muestra tres grupos de familias de enemigos naturales asociados, en mayor o menor grado, a diferentes grupos de hábitats. El primero está formado por 4 familias de depredadores (Lycosidae, Reduviidae, Dysderidae y Formicidae) que aparecen asociadas con la pradera. El segundo grupo está formado por 14 familias, 12 de depredadores y 2 de parasitoides (Aeolothripidae, Anthocoridae, Coccinellidae, Carabidae, Chrysopidae, Daesiidae, Encyrtidae, Forficulidae, Geocoridae, Oxyopidae, Pteromalidae, Salticidae, Staphylinidae y Thomisidae), que se relacionan con olivar, viñedo y matorral mediterráneo. Por último, el tercer grupo está compuesto por 9 familias, 4 de depredadores y 5 de parasitoides (Tachinidae, Cecidomyiidae, Mantidae, Vespidae, Aphelinidae,

Eulophidae, Braconidae, Ichneumonidae y Miridae), que están relacionadas con el bosque mediterráneo.

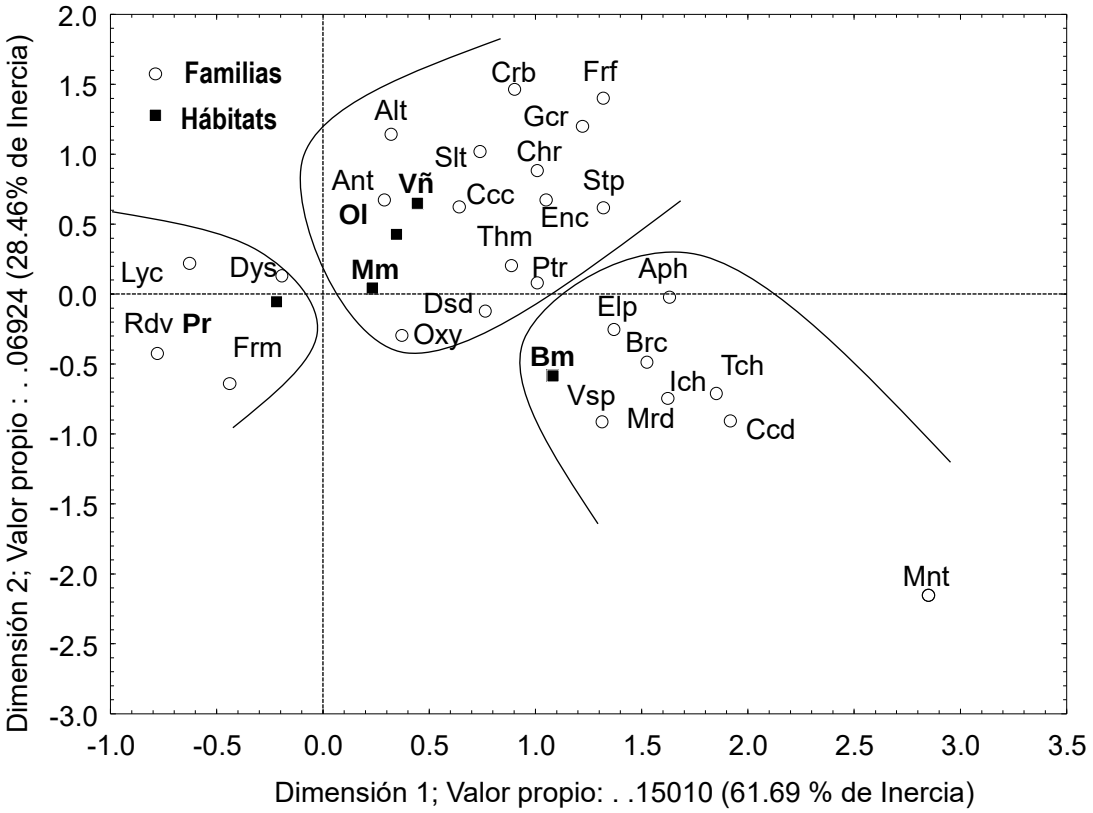

Figura 9. Análisis de relaciones de correspondencia entre las familias de enemigos naturales y el tipo de hábitat. Hábitats: bosque mediterráneo (Bm), matorral mediterráneo (Mm), olivar (Ol), pradera (Pr) y viñedo (Vñ). Familias: Aeolothripidae (Alt), Anthocoridae (Ant), Aphelinidae (Aph), Braconidae (Brc), Carabidae (Crb), Cecidomyiidae (Ccd), Chrysopidae (Chr), Coccinellidae (Ccc), Daesiidae (Dsd), Dysderidae (Dys), Encyrtidae (Enc), Eulophidae (Elp), Forficulidae (Frf), Formicidae (Frm), Geocoridae (Gcr), Ichneumonidae (Ich), Lycosidae (Lyc), Mantidae (Mnt), Miridae (Mrd), Oxyopidae (Oxy), Pteromalidae (Ptr), Reduviidae (Rdv), Salticidae (Slt), Staphylinidae (Stp), Tachinidae (Tch), Thomisidae (Thm) y Vespidae (Vsp).

3.4.6. Índices de paisaje

En el presente trabajo se han utilizado los índices de paisaje para cuantificar el efecto de su heterogeneidad (caracterizada mediante dichos índices agrupados en diferentes categorías de métricas), sobre la riqueza y la abundancia de las distintas familias de enemigos naturales capturadas en él, así como sobre la riqueza, la diversidad verdadera y los índices de diversidad de Shannon y Simpson. De esta manera, mediante el análisis de regresión lineal múltiple, se obtuvieron diferentes modelos que fueron significativos según la prueba ANOVA ($p < 0{,}005$) y que mostraron las relaciones que se recogen en la Tabla 6.

Puede observarse cómo las métricas de área y borde, que describen el tamaño y el perímetro de los parches, estuvieron correlacionadas con varias familias de enemigos naturales, especialmente, con Ichneumonidae y Forficulidae, que mostraron una correlación negativa con la superficie del parche y el radio de giro (distancia media entre cada celda del parche y el centroide de este) y positiva con el círculo circunscrito relacionado (relación entre el área del parche y el área del círculo más pequeño que lo circunscribe). Por su parte, las familias Carabidae y Formicidae también mostraron una correlación negativa con la superficie del parche, y la familia Aeolothripidae, una positiva con el círculo circunscrito relacionado, con el que, por el contrario, los tres índices de diversidad considerados tuvieron una correlación negativa.

En cuanto a las métricas de forma, fundamentadas en las características de la morfología de los parches, las familias Carabidae, Tachinidae, Braconidae, Ichneumonidae, Forficulidae y Cecidomyiidae mostraron una

correlación negativa con la ratio perímetro-área, mientras que la familia Coccinellidae, la mostró positiva. Ni la riqueza ni ninguno de los índices de diversidad estuvieron correlacionados con este índice de paisaje, mientras que todos lo estuvieron positivamente con la otra métrica de forma que hace referencia a la complejidad de la forma del parche.

Los tres índices de diversidad considerados en el presente estudio mostraron una correlación negativa con dos de las métricas de núcleo (vinculadas con la amplitud del hábitat interior de los parches): el área del núcleo (área del hábitat interior que se encuentra a una distancia superior a la distancia de borde) y el número de zonas de núcleo (número de zonas de medio interno disyuntas que contiene un parche). Por su parte, las familias Aeolothripidae, Braconidae y Cecidomyiidae tuvieron una correlación positiva con la distribución del número de zonas de núcleo, mientras que la familia Forficulidae la tuvo negativa respecto a este mismo índice de paisaje.

También se encontraron diversas correlaciones entre los índices de diversidad y distintas familias de enemigos naturales con las métricas de agregación o contagio (métricas referidas al grado de agregación o agrupamiento de los tipos de parches). Así, las familias Carabidae, Ichneumonidae, Staphylinidae y Forficulidae y los tres índices de diversidad mostraron una correlación negativa con el índice de distancia más cercana del vecino euclidiano, siendo la familia Lycosidae la única que presentó una relación positiva con dicha métrica. Por su parte, para las familias Tachinidae, Braconidae e Ichneumonidae se encontró una relación negativa con el índice de proximidad.

Finalmente, las familias Carabidae, Ichneumonidae y Forficulidae estuvieron negativamente correlacionadas con el índice de altitud, correlación que resultó positiva en el caso de la familia Formicidae. Para las familias Staphylinidae y Forficulidae también se encontró una correlación negativa con la pendiente del terreno.

Tabla 6. Relación entre los índices de paisaje y la diversidad de familias de enemigos naturales, solo considerando las familias donde hubo diferencias significativas (P: p-valor; R: coeficiente de correlación; B: coeficiente que define la ecuación de regresión tras convertir las puntuaciones directas en típicas; A: valor de la t de Student para α = 0,05; F: valor observado de la F de Fisher).

Familia	Índices del paisaje	P	R	B	A	F
Lycosidae	ENN	<0.0001	0.775	0.88	8.9	79.15
Aeolothripidae	CIRCLE_CPS	<0.0001	0.746	0.53	4.58	20.52
	NCORE_CPS			0.32	2.73	
	PROX			0.58	5.03	
Carabidae	AREA_CPS	<0.0001	0.768	-1.64	-6.06	16.17
	PARA_LPS			-0.631	-3.1	
	ENN			-0.15	-3.46	
	ALT			-0.253	-3.943	
Tachinidae	PARA_LPS	0.005	0.382	-0.61	-3.31	6.805
	PROX			-0.53	-2.88	
Braconidae	PARA_LPS	0.003	0.484	-0.64	-3.53	6.577
	NCORE_CPS			0.49	2.83	
	PROX			-0.46	-2.62	
Ichneumonidae	AREA_CPS	0.002	0.69	-3.05	-1.98	5.405
	GYRATE_LPS			2.79	2.11	
	PARA_LPS			-2.63	-2.62	
	CIRCLE_CPS			0.73	2	
	PROX			-3.07	-2.63	
	ENN			-0.94	-1.87	
	ALT			-1.99	-1.98	
Coccinellidae	PARA_LPS	0.031	0.187	0.43	2.3	5.305
Staphylinidae	ENN	0.024	0.289	-0.42	-2.19	4.468
	PENDIENTE			-0.52	-2.69	
Formicidae	AREA_CPS	0.027	0.279	-0.44	-2.38	4.261
	ALT			0.39	2.13	

Tabla 6 (Continuación). Relación entre los índices de paisaje y la diversidad de familias de enemigos naturales, solo considerando las familias donde hubo diferencias significativas (P: p-valor; R: coeficiente de correlación; B: coeficiente que define la ecuación de regresión tras convertir las puntuaciones directas en típicas; A: valor de la t de Student para α = 0,05; F: valor observado de la F de Fisher).

Familia	Índices del paisaje	*P*	R	B	A	F
Forficulidae	AREA_CPS	0.012	0.691	6.17	-3.24	3.72
	GYRATE_LPS			5.68	3.2	
	PARA_LPS			-3.61	-2.99	
	CIRCLE_CPS			1.18	2.8	
	NCORE_CPS			-0.51	-2.44	
	PROX			-4.34	-2.81	
	ENN			-2.19	-3.05	
	ALT			-3.64	-2.87	
	PENDIENTE			-0.71	-2	
Cecidomyiidae	PARA_LPS	0.046	0.244	-0.48	-2.36	3.543
	NCORE_CPS			0.42	2.06	
Riqueza	SHAPE_CPS	<0.0001	0.568	0.54	3.69	14.47
	CORE			-0.71	-4.82	
Diversidad verdadera	SHAPE_CPS	0.002	0.599	2.79	5.21	5.669
	CIRCLE_CPS			-1.8	-4.86	
	CORE			-1.29	-4.17	
	NCORE			-1.43	-4.75	
	ENN			-1.11	-4.25	
Simpson	SHAPE_CPS	0.005	0.559	2.6	4.62	4.819
	CIRCLE_CPS			-1.69	-4.35	
	CORE			-1.12	-3.46	
	NCORE			-1.41	-4.47	
	ENN			-0.95	-3.49	
Shannon	SHAPE_CPS	0.007	0.543	2.58	4.52	4.52
	CIRCLE_CPS			-1.7	-4.31	
	CORE			-1.08	-3.29	
	NCORE			-1.31	-4.1	
	ENN			-0.94	-3.4	

3.5. Discusión

Siempre que se llevan a cabo estudios que implican realizar inventarios de artrópodos en entornos determinados y se pretenden completar tomando como referencia el nivel taxonómico de especie aparecen problemas de gran magnitud derivados de la enorme riqueza y abundancia existente dentro del Phylum Arthropoda. Para conseguir que este tipo de trabajos resulte abordable es necesaria, por tanto, la utilización de métodos simplificados. Así, el uso de niveles taxonómicos superiores al de especie o el empleo de morfoespecies reduce significativamente el tiempo y el esfuerzo que requiere la identificación a nivel específico y permite diseños más ambiciosos de muestreo sin depender de taxónomos especialistas (Biaggini *et al.*, 2007; Wilkie *et al.*, 2003). Son varios los autores que han utilizado estas aproximaciones como una herramienta de trabajo efectiva, económica y rápida para alcanzar sus objetivos (Derraik *et al.*, 2002; Krell, 2004; Kremen *et al.*, 1993). En este sentido, investigadores como Williams y Gaston (1994) han reportado que la riqueza del nivel taxonómico de familia es un buen predictor de la riqueza de especies para una variedad de grupos y regiones, incluidos grupos de insectos como el del orden Lepidoptera. Considerando todo lo anterior, el uso de la riqueza de géneros o familias, en lugar de la riqueza de especies, supone una oportunidad interesante para reducir el número de muestras y alcanzar rápidamente la fase asintótica de la curva de acumulación del nivel taxonómico elegido (De Mas, 2007; Gotelli and Colwell, 2011) alcanzando, de este modo, un esfuerzo de muestreo suficientemente elevado. Por todo ello, para el desarrollo del presente estudio se clasificaron los ejemplares de artrópodos capturados hasta el nivel taxonómico de familia. Así, el trabajo se desarrolló a menor resolución

taxonómica, pero se obtuvo información útil sobre la riqueza y la abundancia de enemigos naturales de plagas en relación con las características del paisaje en el que se integran los agroecosistemas.

La biodiversidad funcional y, más concretamente, la riqueza y la abundancia de enemigos naturales de plagas dependen de la heterogeneidad y configuración específica de los paisajes agrícolas de modo que un paisaje agrícola heterogéneo permite la presencia de una mayor biodiversidad en los agroecosistemas, siendo también muy importante el grado en que las áreas naturales se intercalan con los cultivos (Belo *et al*., 2009; Chateil and Porcher, 2015; Fahrig *et al*., 2015). Los agroecosistemas, por su parte, también pueden jugar un papel importante en la conservación de la biodiversidad, tal como se ha documentado en algunas áreas naturales disyuntas (García-Martínez *et al*., 2016; Gliessman, 1998) y tienen potencial para albergarla y preservarla, al menos en términos de enemigos naturales de las plagas agrícolas (Sierro and Arlettaz, 2003). El área estudiada en el presente trabajo muestra una importante heterogeneidad paisajística, de modo que los viñedos se intercalan con varios hábitats naturales y con otros agroecosistemas diferentes. En un entorno así, se registró un total de 27 familias de enemigos naturales, que mostraron ciertas relaciones con la heterogeneidad del paisaje. Estas familias incluyen especies que juegan importantes roles en el control biológico de plagas, particularmente en viñedos y olivares, tal como se ha especificado en el apartado de resultados.

El esfuerzo de muestro realizado en los cinco hábitats estudiados fue suficiente para conseguir una adecuada completitud del inventario obtenido en cada uno de ellos. Así queda demostrado observando cómo, en todos los

casos, las curvas de acumulación de familias alcanzaron la zona de aproximación progresiva a una asíntota. Por otro lado, considerando el conjunto de capturas recogidas en los dos tipos de trampas pitfall y combi, se obtuvieron valores muy elevados de los índices de completitud de inventario, siempre mayores del 80% (entre el 92,2% y el 98,7%) lo que corrobora la efectividad de los muestreos realizados a la hora de estimar la riqueza potencial de familias en cada uno de los hábitats estudiados (Lobo, 2008; Soberón *et al*., 2000). Esos porcentajes elevados corresponden tanto al índice de completitud Chao 1 como al Chao 2, lo que indica que también es fiable la información obtenida acerca de las familias más raras, tanto de aquéllas que lo son por estar representadas solo por uno o dos individuos como las que lo son porque individuos pertenecientes a las mismas aparecen solo en una o dos muestras (Moreno, 2001). Sin embargo, en este punto es conveniente señalar que, si se tienen en cuenta las capturas recogidas en cada uno de los tipos de trampas por separado, en el caso de las trampas combi los índices de completitud Chao 1 y Chao 2 siguen estando por encima del 80% en los 5 hábitats estudiados. Por el contrario, en el caso de las trampas pitfall, los porcentajes no alcanzaron ese 80% ni en la pradera (con valores del 29,8% y 33,8%, respectivamente) ni en el matorral mediterráneo (con valores del 58,0% y 61,0%, respectivamente). Sería importante analizar si, en estos casos, el comportamiento de estos estimadores no paramétricos ha sido adecuado, dado que se sabe que pueden presentar un funcionamiento poco fiable en diversas situaciones como aquéllas en las que haya un elevado número de especies raras, una distribución agregada de los organismos y/o una baja proporción de especies observadas frente al número real (Petersen and Meier, 2003). En

cualquier caso, el presente trabajo se ha centrado en el análisis de familias de enemigos naturales en base al inventario total, para el cual, tal como se ha señalado, tanto la llegada de las curvas de acumulación de familias a la zona de aproximación a una asíntota como los dos índices de completitud calculados a partir de Chao 1 y Chao 2, llevan a la conclusión de que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para conseguir una adecuada completitud del inventario en los cinco hábitats considerados.

La observación de los resultados obtenidos en el presente estudio evidencia la importancia de los propios agroecosistemas vitícolas y su integración dentro del paisaje en la conservación de depredadores y parasitoides. Así, en el viñedo se registró un número efectivo de familias de enemigos naturales (^{1}D) próximo al valor máximo obtenido en los diferentes hábitats (que se alcanzó en el bosque mediterráneo) y por encima del observado en el otro tipo de agroecosistema (olivar) y en los otros dos hábitats naturales (matorral mediterráneo y pradera).

Cuando se analiza la bibliografía en la que se compara la riqueza de taxones de artrópodos en viñedo y en zonas forestales adyacentes, no siempre se obtiene un valor menor para la riqueza de taxones de artrópodos en viñedo respecto a zonas de bosques colindantes. Así, Caprio *et al.*, (2015), estudiando la riqueza de dos géneros de la familia Carabidae y de cinco grupos de arañas, en la zona de Langa Astigiana (provincia de Asti, en el noroeste de Italia), encontraron que las áreas forestales tenían mucha menor diversidad de esos grupos de artrópodos que los agroecosistemas vitícolas colindantes, tanto si se trataba de viñedos cultivados de acuerdo a una viticultura convencional como si eran ecológicos. Este reporte no tiene por qué contradecir los resultados

obtenidos en el presente trabajo, porque, si bien el número efectivo de familias de enemigos naturales encontrado en el agroecosistema vitícola fue inferior al obtenido en el bosque mediterráneo, la abundancia de la familia Carabidae y de las familias de arañas en las que se encontró un número significativo de individuos (Lycosidae, Salticidae y Thomisidae) fue superior en el viñedo, si bien es cierto que estas diferencias no llegaron a ser estadísticamente significativas en los casos de las familias Salticidae y Thomisidae.

En el segundo tipo de agroecosistema estudiado (el olivar), se encontró una diversidad verdadera de familias muy ligeramente inferior (1,04 veces) a la observada en viñedo (^{1}D = 2,93 y ^{1}D = 3,05, respectivamente) y, por tanto, próxima también a la determinada en los sistemas forestales cercanos (cuantitativamente hablando, en torno al 22% inferior respecto a la encontrada en el bosque mediterráneo). Otros autores como Santos *et al.* (2007) y Gonçalves and Pereira (2012) han reportado valores elevados de riqueza y abundancia de artrópodos en el suelo de agroecosistemas de olivar. Así, estos últimos capturaron un elevado número de individuos pertenecientes a diferentes taxones de artrópodos, en varias plantaciones de olivo del Noreste de Portugal. En su estudio dominaron claramente las capturas de colémbolos (orden Collembola; clase Entognatha), mientras que los arácnidos y los insectos supusieron el 20,4% y el 9% de la abundancia total, respectivamente. Los resultados reportados por estos autores relativos a artrópodos depredadores son similares a los observados en el presente trabajo, ya que fueron las familias de insectos Formicidae, Carabidae y Staphylinidae las más abundantes dentro de la clase Insecta, y el orden Araneae, dentro de la clase Arachnida, de modo semejante a como queda recogido en el presente estudio.

A pesar de que el matorral mediterráneo es el hábitat más próximo al bosque mediterráneo en términos de estructura y composición y que, a nivel general, ha sido reportado entre los hábitats de mayor biodiversidad en distintos estudios llevados a cabo en Europa (Allen, 2003; Verdú *et al.*, 2000), en el presente trabajo se encontró que el bosque mediterráneo fue 1,31 veces más diverso en familias de enemigos naturales que el matorral, hábitat que solo superó en este parámetro a la pradera. En otros trabajos como el de Numa *et al.* (2012) también se encontró una relación negativa entre la riqueza de especies, en este caso de escarabajos detritívoros de las familias Aphodiidae, Scarabaeidae, Geotrupidae y Trogidae, y el matorral mediterráneo; estos autores hipotetizaron que esto podría ser debido a la elevada densidad de la vegetación que caracterizaba a los matorrales en los que ellos desarrollaron sus trabajos y que podría limitar tanto los movimientos de los escarabajos como la difusión de sustancias volátiles de comunicación entre los individuos, hechos ya reportados en algunos estudios (Lumaret and Kirk, 1987; Romero-Alcaraz and Ávila, 2000; Zamora *et al.*, 2007). Una vez más, resulta complicado establecer pautas generales a partir de niveles de diversidad encontrados en situaciones concretas, especialmente cuando se trabaja con organismos tan abundantes y biodiversos como es el caso de los artrópodos.

La pradera fue el hábitat en el que se observó una menor diversidad de familias de enemigos naturales y, a la vez, en el que se encontró una mayor abundancia total debida a la presencia de un elevadísimo número de individuos de la familia Formicidae (en torno al 71% del total de las capturas y unas 10 veces más que en el resto de hábitats) y, en mucha menor medida, al mayor número de capturas de arañas de la familia Lycosidae, respecto a los demás

hábitats. Estos resultados están de acuerdo con las investigaciones que sobre la biodiversidad de artrópodos en praderas han sido llevadas a cabo por diferentes autores. Así, Seibold *et al.* (2019) analizaron los resultados recogidos en inventarios estandarizados de artrópodos llevados a cabo entre 2008 y 2017 en 150 praderas y 140 zonas forestales de 3 regiones de Alemania y que incluían datos de más de 1 millón de individuos pertenecientes a unas 2 700 especies. Estos autores concluyeron que en las praderas se producía una pérdida progresiva de biomasa, riqueza y abundancia de organismos vivos en todos los niveles tróficos y de los artrópodos en particular, independientemente de la intensidad local del uso de la tierra, aunque las praderas que mostraron una disminución más fuerte fueron aquéllas que estaban incrustadas en paisajes con una mayor presencia de agroecosistemas, concluyendo que los principales factores que impulsan la disminución de los artrópodos en este tipo de hábitat actúan a escalas espaciales más grandes y están asociados con la agricultura a nivel de paisaje. Por otro lado, autores como Tscharntke *et al.* (2009) comprobaron que las hormigas están prácticamente ausentes en las praderas recién creadas, por las condiciones ambientales propias de esa fase y porque el establecimiento de nidos necesita tiempo, de modo que sus densidades van aumentando a medida que estas envejecen, para alcanzar valores muy altos en praderas ya maduras.

Cada vez van siendo más los estudios que analizan las relaciones entre las comunidades de artrópodos, los agroecosistemas y los paisajes en los que estos están integrados. Sin embargo, a pesar de que se ha sugerido en repetidas ocasiones que la diversidad de dichas comunidades depende en gran medida de las prácticas agrícolas y de la heterogeneidad del paisaje, son

todavía pocas las investigaciones que se han dirigido en este sentido tanto para artrópodos en su conjunto como, más concretamente, para enemigos naturales (Weibull and Östman, 2003; Weibull *et al.* 2003) Woltz *et al.*, 2012). En este contexto, la familia de insectos coleópteros Carabidae es una de las más estudiadas (Purtauf *et al.*, 2005) debido, por un lado, a la naturaleza depredadora de muchas de sus especies y, por otro, a que muestran una alta sensibilidad respecto a la conformación del paisaje, hasta el punto de que son utilizados como contrastados bioindicadores ecológicos para los cambios en los ecosistemas terrestres (Jeanneret *et al.*, 2003; Koivula, 2011; Kotze *et al.*, 2011; Schirmel y Buchholz, 2011) y, más concretamente, en los paisajes agrícolas (Eyre *et al.*, 2016). En concordancia con esta última afirmación, en el presente trabajo se ha encontrado que la riqueza de esta familia está relacionada con la composición del paisaje y con sus índices de estructura. Por otra parte, en el presente estudio se ha observado también que la familia Carabidae se encuentra fundamentalmente vinculada a los dos agroecosistemas analizados (viñedo y olivar), lo que está de acuerdo con otros autores que reportan que los carábidos están muy relacionados con los agroecosistemas y que su riqueza suele ser menor, por ejemplo, en los hábitats forestales (Maveety *et al*., 2011).

La familia Staphylinidae es otra de las que incluye especies depredadoras y omnívoras que habitan en los agroecosistemas y que pueden proporcionar servicios de control biológico de diversas especies plaga de ácaros, pulgones, coleópteros y lepidópteros (Klimaszewski *et al.*, 2018) y que, además, ocupa importantes nichos en muchos otros tipos de comunidades ecológicas (Seevers, 1965). A su vez, al igual que ocurría también con la

familia Carabidae, la bibliografía reporta que la familia Staphylinidae tiene potencial como bioindicadora del manejo sostenible del paisaje por su capacidad de respuesta a los cambios en las condiciones ambientales (Michaels, 2007). En nuestro trabajo, esta familia se relacionó negativamente con la métrica de agregación referida a la distancia euclidiana al vecino más cercano y con la pendiente, principalmente en los dos agroecosistemas (viñedo y olivar) y en el matorral mediterráneo. Sin embrago, hay trabajos en los que responde positivamente a la proximidad a los márgenes de campo. Este comportamiento diferente frente a un mismo factor ambiental puede ser debido a que la respuesta de la familia depende, a menudo, de las especies individuales que estén presentes en cada caso (Michaels, 2007).

Los dos agroecosistemas que forman parte del área de estudio favorecieron la presencia de la familia Forficulidae. Este resultado está en concordancia con el hecho de que la presencia de la tijereta común, *Forficula auricularia* Linnaeus, 1758, y de otras especies de esta misma familia está ampliamente citada en agroecosistemas de cultivos perennes tales como diferentes especies de frutales (Helsen *et al.*, 2007; Nicholas *et al.*, 2005; Phillips, 1981). Se considera que estas especies son capaces de jugar un papel importante en el manejo de plagas en dichos agroecosistemas, aunque su efecto práctico se ve limitado por la inestabilidad de sus poblaciones (Moerkens et *al.* 2009). Por ello, un conocimiento profundo de los procesos que intervienen en la regulación de esas poblaciones se convierte en un elemento relevante para el manejo eficiente de las plagas de tales agroecosistemas (Moerkens et *al.* 2009). En este contexto, es interesante considerar que la estructura del paisaje en el que se integran los agroecosistemas también podría ejercer un

efecto importante. Así, en el presente trabajo, se ha observado que esta familia se relaciona positivamente con la presencia de fragmentos de mayor tamaño y con una elevada conectividad entre ellos. Otros autores han encontrado relaciones que están en esta misma línea. Así, Bucher *et al.* (2010) reportaron que la abundancia de *F. auricularia* se ve fuerte y negativamente afectada por el aislamiento del hábitat, sobre todo respecto a otros hábitats con plantas leñosas, y Stutz and Entling (2011) observaron que la densidad de las poblaciones de dermápteros y sírfidos fueron significativamente menores en árboles aislados que en árboles adyacentes a zonas de bosque.

Otro grupo de enemigos naturales cuya presencia estuvo también positivamente relacionada con los parches de mayor tamaño y con una alta conectividad es la familia Ichneumonidae, que fue más abundante en el bosque mediterráneo y en el olivar, pero para la que se obtuvo una relación negativa con el viñedo, tal como se refleja en los resultados sobre la complejidad del fragmento. Algunos estudios ya han señalado que la correlación de la presencia de algunas especies de esta familia con las áreas de producción agrícola es variable y depende, entre otros factores, del tipo de paisaje en el que estas áreas están integradas (Thies and Tscharntke, 1999). De hecho, las poblaciones de estos parasitoides parecen responder más sensiblemente al efecto del paisaje que las poblaciones de los herbívoros (Thies *et al*., 2003), de acuerdo con la idea general de que niveles tróficos más altos deberían ser más susceptibles a la variación de diferentes factores (Kareiva 1990; Kruess and Tscharntke, 1994; Holt *et al.* 1999). Así, por ejemplo, Thies y Tscharntke (1999) reportaron que, cuando las zonas no cultivadas suponen menos de, aproximadamente, el 20% de la superficie total del paisaje, el nivel de

parasitismo de varias especies de icneumónidos disminuyó hasta valores en los que la acción limitante sobre las poblaciones de plagas queda muy restringida.

Aeolothripidae es otra de las familias importantes de enemigos naturales. Incluye agentes de control biológico utilizados en invernaderos de muchos países contra las plagas de ácaros, trips, moscas blancas y minadores de hojas (Larentzaki *et al*., 2007). En este estudio, la presencia de esta familia se relacionó positivamente con la heterogeneidad del paisaje, con la forma de los parches y con el índice de proximidad de los elementos naturales. En línea con estos resultados, Thomson and Hoffmann, (2009) encontraron también una influencia positiva de la existencia de zonas próximas de vegetación leñosa, sobre la presencia en viñedo de diferentes grupos de enemigos naturales, incluidos trips depredadores, algunos de la familia Aeolothripidae.

Las arañas constituyen uno de los grupos de depredadores más abundantes en los ecosistemas terrestres (Turnbull, 1973; Wise, 1993). Dado que, además, la mayoría de sus especies son depredadoras generalistas y se alimentan principalmente de insectos y, secundariamente, de otras arañas (Nentwig, 1987; Nyffeler, 1999; Riechert and Harp, 1987) se considera que juegan un papel importante en el control biológico de plagas en tierras cultivadas, bosques y otros ecosistemas terrestres (Nyffeler and Benz, 1987; Nyffeler, 2000a y 2000b). A pesar de ello, las arañas han recibido mucha menos atención que el resto de artrópodos enemigos naturales, aunque cada vez va siendo mayor el número de trabajos que evalúan su importancia ecológica, principalmente en Europa y EE.UU. (Foelix, 2011; Nyffeler and Sunderland, 2003; Whitehouse and Lawrence, 2001). Algunos de esos estudios

señalan que las arañas muestran respuestas directas a los cambios en los microhábitats (Jõgar *et al*., 2004). Nyffeler and Sunderland (2003), que realizaron un amplio análisis comparativo del conocimiento reportado en la literatura europea y estadounidense sobre las comunidades de arañas en los agroecosistemas, llegaron a la conclusión de que muchas de las diferencias en la riqueza, la abundancia y los patrones de alimentación de estos artrópodos pueden ser atribuibles a factores climáticos, a diferencias en la estructura del cultivo y las prácticas culturales llevadas a cabo en él (como la provisión de cubiertas vegetales), así como al tamaño medio de las parcelas cultivadas y al efecto que ello tiene sobre la diversidad de hábitats que integran el paisaje agrícola. Precisamente, de acuerdo con este último factor, los resultados encontrados en el presente trabajo con la familia Lycosidae (que resultó ser la más abundante, con gran diferencia, en los hábitats estudiados, excepto en el bosque mediterráneo) mostraron que está fuertemente asociada con la pradera, así como con la proximidad a otros fragmentos del paisaje. Este último resultado también está de acuerdo con lo reportado por Major *et al*. (2006) que indican que la fragmentación del hábitat puede no presentar una amenaza para depredadores terrestres generalistas como las arañas de la familia Lycosidae.

3.6. Conclusiones

1) Considerando el conjunto de todas las capturas, se han identificado, hasta el nivel taxonómico de familia, 28 647 ejemplares de artrópodos pertenecientes a 27 familias que contienen especies depredadoras y parasitoides. Estas familias están incluidas, a su vez, en los 10 órdenes siguientes: Araneae, Coleoptera, Dermaptera,

Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera, Solifugae y Thysanoptera.

2) La pradera fue el hábitat en el que se recolectó la mayor abundancia de individuos, con casi el 71% del total, mientras que en olivar y viñedo se capturó, aproximadamente, el 8% en ambos hábitats, en bosque mediterráneo el 7%, y en matorral mediterráneo el 6%.
3) Sin considerar las capturas de la familia Formicidae, que fueron ampliamente mayoritarias (19 396 ejemplares), las diferencias de abundancia entre hábitats fueron mucho menos marcadas (pradera: 30,5%, bosque mediterráneo: 22,5%, olivar: 17%, viñedo: 18% y matorral mediterráneo 12%).
4) Cuando se considera el total de ejemplares capturados en los dos tipos de trampas (pitfall y combi), las curvas de acumulación de familias alcanzan la zona de aproximación progresiva a una asíntota en los 5 hábitats estudiados, lo que indica que el esfuerzo de muestreo realizado ha sido suficiente para obtener una adecuada completitud del inventario en todos los casos.
5) Teniendo en cuenta la totalidad de las capturas en cada uno de los cinco hábitats estudiados, los índices de completitud de inventario fueron siempre superiores al 92 %, por lo que el esfuerzo de muestreo fue suficiente en todos los casos.
6) El bosque mediterráneo mostró el valor más alto de diversidad verdadera, seguido del viñedo, olivar, matorral mediterráneo y pradera, por este orden.

7) La pradera mostró una correlación significativa solo con familias de depredadores, mientras que la mayoría de las familias de parasitoides la tuvieron con el bosque mediterráneo.
8) Los dos agroecosistemas estudiados (viñedo y olivar) y el matorral mediterráneo presentaron una correlación significativa con las mismas familias de enemigos naturales.
9) La abundancia de las familias Lycosidae, Aeolothripidae, Carabidae, Tachinidae, Braconidae, Ichneumonidae, Coccinellidae, Staphylinidae, Formicidae, Forficulidae y Cecidomyiidae tuvo correlación con diversos índices de paisaje y, por tanto, con la heterogeneidad del mismo, cuantificada a través de ellos.
10) La familia de arañas Lycosidae mostró el mayor nivel de correlación observado en el presente trabajo y lo hizo con la métrica de agregación o contagio —Distancia euclidiana al vecino más cercano" que mide el grado de agregación o agrupamiento de los tipos de parches. Esta correlación resultó, además, ser positiva.
11) La familia Aeolothripidae estuvo fuerte y positivamente correlacionada con tres índices de grupos de métricas diferentes: —Círculo circunscrito relacionado", que pertenece al grupo de métricas de área y borde; —Percentil de la distribución ordenada por rango de todos los parches de una misma clase para la métrica número de zonas de núcleo", que es una métrica de núcleo; e —Índice de proximidad", que es una métrica de agregación.
12) La familia Carabidae mostró una fuerte correlación, en este caso negativa, con índices de paisaje de tres grupos de métricas distintos:

con el de área y borde —Área del parche”; con el de forma —Ratio perímetro-área del parche”; y con el de agregación —Distancia euclidiana al vecino más cercano”. Esta familia también se correlacionó fuerte y negativamente con el índice de paisaje —Altitud”.

3.7. Bibliografía

Allen, H.D., 2003. Response of past and present environmental change. Prog. Phys. Geogr. 27, 359–377. https://doi.org/10.1191/0309133303pp387ra

Ambrose, D.P., 2003. Biocontrol potential of assassin bugs (Hemiptera: Reduviidae). J. Exp. Zool. India 6, 1-44

Askew, R.R., 1968. Hymenoptera. 2. Chalcidoidea. Section (b). Handbooks for the Identification of British Insects. Vol. 8 (2b). Royal Entomological Society of London. 39 pp

Avilla, J., 2005. Agentes entomófagos de control biológico de plagas, En: Jacas, J., Caballero, P., Avilla, J. (eds.), El control biológico de plagas y enfermedades. La sostenibilidad de la agricultura mediterránea. Publications de la Universitat Jaume I. Medi ambient 5, Castelló de la Plana, pp: 51-65

Bán, G., Fetykó, K., Tóth, F., 2010. Predatory arthropod assemblages of alfalfa and stinging nettle as potential biological control agents of greenhouse pests. Acta Phytopathol. Entomol. Hung. 45, 159-172. https://doi.org/10.1556/APhyt.45.2010.1.14

Beckman, N., Hurd, L.E., 2003. Pollen feeding and fitness in praying mantids: the vegetarian side of a tritrophic predator. Environ. Entomol. 32, 881-885. https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.4.881

Belo, A.F., Simões, M.P., Pinto-Cruz, C., Castro, M.C., 2009. Efeitos a gestão o coberto o solo a diversidade vegetal de olival. In: Herbología e Biodiversidade Numa Agricultura Sustentável (XII Congreso Da SEMh/XIX Congreso Da ALAM/II Congresso Da IBCM. Lisboa, 10-13 Noviembre 2009). Lisboa. pp. 61–64

Belshaw, R., 1994. Life history characteristics of tachinidae (Diptera) and their effect on polyphagy. Oxford University Press. Oxford.

Beltramo, J., Bertolaccini, I., González, A., 2006. Spiders of soybean crops in Santa Fe province, Argentina: influence of surrounding spontaneous vegetation on lot colonization. Braz. J. Biol. 66, 891-898. https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000500015

Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., Corti, C., 2007. The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 122, 183-191. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.032

Bianchi, F., Booij, C., 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. 273, 1715–1727. https://doi,org/10,1098/rspb,2006,3530

Bichara-Filho, C.C., Santos, G.M.M., Resende, J.J., Cruz, J.D., Gobbi, N., Machado, V.L.L., 2009, Foraging behavior of the swarm-founding wasp, *Polybia (Trichothorax) sericea* (Hymenoptera, Vespidae): prey capture and load capacity. Sociobiology 53, 61-69

Birkhofer, K,. Gavish-Regev, E,. Endlweber, K,. Lubin, Y,D., Berg, K. von, Wise, D.H., Scheu, S., 2008. Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat. Bull. Entomol. Res. 98, 249-55. https://doi,org/10.1017/S0007485308006019

Birkhofer, K., Entling, M,H., Lubin, Y., 2013, Agroecology: trait composition spatial relationships trophic interactions, En: Penney, D, (ed.), Spider Research in the 21st Century: Trends and Perspectives, SIRI Scientific Press. Manchester. pp 220-228

Bohac, J., 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. Agric. Ecosyst. Environ. 74, 357-372. https://doi.org/10.1007/s10841-008-9146-5

Boulanger, F.X., Jandricic, S., Bolckmans, K., Wäckers, F.L,, Pekas, A., 2019, Optimizing aphid biocontrol with the predator *Aphidoletes aphidimyza*, based on biology and ecology. Pest Manag. Sci. 75, 1479-1493. https://doi,org/10.1002/ps.5270

Brooks, S.J., Barnard, P.C., 1990. The green lacewings of the world: a generic review (Neuroptera: Chrysopidae), Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Entomol. Ser.) 59, 117-286

Brown, M.W., Schmitt, J.J., Abraham, B.J., 2003, Seasonal and Diurnal Dynamics of Spiders (Araneae) in West Virginia Orchards and the Effect of Orchard Management on Spider Communities. Environ. Entomol. 32, 830-839. https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.4.830

Bucher, R., Herrmann, J.D., Schüepp, C., Herzog, F., Entling, M.H., 2010. Arthropod colonisation of trees in fragmented landscapes depends on species traits. Open Ecol. J. 3, 111-117. https://doi.org/10.2174/1874213001003010111

Caprio, E., Nervo, B., Isaia, M., Allegro, G., Rolando, A., 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. Agric. Syst. 136, 61–69. https://doi.org/10.1016/J.AGSY.2015.02.009

Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., Coddington, J.A., 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. PLoS One 6: e21710. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710

Carpio, A.J., Castro, J., Tortosa, F.S., 2019. Arthropod biodiversity in olive groves under two soil management systems: presence versus absence of herbaceous cover crop. Agric. For. Entomol. 21, 58-68. https://doi.org/10.1111/afe.12303

Carrol, D.P., Hoyt. S.C., 1984. Augmentation of european earwigs (Dermaptera: Forficulidae) for biological control of apple aphid (Homoptera: Aphididae) in an apple orchard. J. Econ. Entomol. 77, 738-740. http://dx.doi.org/10.1093/jee/77.3.738

Casado, G., Hervalejo, A., Arroyo, F., Arenas, F., 2015, Control biológico de plagas en frutales de hueso, Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Sevilla. 34 pp

Chapman, A.D., 2009. Numbers of Living Species in Australia and the World. 2nd Edition. Report for the Australian Biological Resources Study. Canberra. Australia. Australian Government. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. 80 pp. *on line.* https://www,environment,gov,au/science/abrs/publications/other/numbers-living-species/contents

Chao, A., 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. Scandinavian Journal of Statistics 11, 265-270. https://doi.org/10.2307/4615964

Chao, A., 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability, Biometrics 43, 783-791. https://doi.org/10.2307/2531532

Chao, A., Shen, J., 2010. Program SPADE (Species prediction and diversity estimation), [WWW Document], URL http://chao,stat,nthu,edu,tw/wordpress/software_download/

Chaplin-Kramer, R., Oõrourke, M.E., Blitzer, E.J., Kremen, C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity, Ecol. Lett. 14, 922–932. https://doi,org/10,1111/j,1461-0248,2011,01642,x

Chateil, C., Porcher, E., 2015. Landscape features are a better correlate of wild plant pollination than agricultural practices in an intensive cropping system. Agric. Ecosyst. Environ. 201, 51–57. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.12.008

Chazdon, R., Colwell, R., Denslow, J., Guariguata, M., 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica In: Forest Biodiversity Research. Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies 20, 285–309

Chevigny, E., Quiquerez, A., Petit, C., Curmi, P., 2014. Lithology, landscape structure and management practice changes: Key factors patterning vineyard soil erosion at metre-scale spatial resolution. CATENA 121, 354–364. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2014.05.022

Clark Labs., 1998, CartaLinx. The spatial data builder. Version 1.2. Software [WWW Document]. Clark Labs. URL https://clarklabs,org/

Colbach, N., Cordeau. S., Garrido. A., Granger. S., Laughlin. D., Ricci. B., Thomson. F., Messéan, A., 2018. Landsharing vs landsparing: How to reconcile crop production and biodiversity? A simulation study focusing on weed impacts. Agric. Ecosyst. Environ. 251, 203–217.

https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.09.005

Collinge, S.K., 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. Ecology 81, 2211–2226. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2211:EOGFOI]2.0.CO;2

Colwell, R., 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples [WWW Document]. URL http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/ (accessed 8.28.18).

Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philos. Trans. Biol. Sci. 345, 101–118. https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091

Consejería de Agricultura, 2019. Estadística agraria regional [WWW Document]. Cons. Agric. Ganad. y Medio Ambient. ha Publ. la Estadística Agrar. Reg. URL https://www.larioja.com/agencias/la-rioja/201904/16/gobierno-rioja-publica-estadistica-1393195.html (accessed 6.5.19)

Cuadrat Prats, J.M., 1994. El clima. En: J.M. García Ruiz y J. Arnáez Vadillo (coords.). Geografía de La Rioja. Vol. 1: La geografía física. Edita Caja de Ahorros de La Rioja. pp: 129-163

Crocker, R.L., Whitcomb, W.H., 1980. Feeding niches of the big-eyedbugs *Geocoris bullatus*, *G. punctipes*, and *G. uliginosus* (Hemiptera: Lygaeidae: Geocorinae). Environ. Entomol. 9, 508-513. https://doi.org/10.1093/ee/9.5.508

Crowder, D.W., Jabbour, R., 2014. Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. Biological Control 75, 8-17. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.10.010

De Mas, C.E., 2007. Evaluación y predicción de la biodiversidad. Un modelo con araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 312 pp

Derraik, J.G., Closs, G.P., Dickinson, K. J., Sirvid, P., Barratt, B. I., Patrick, B.H., 2002. Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. Biol. Conserv. 16, 1015-1023. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00358.x

Dib, H., Sauphanor, B., Capowiez, Y., 2010. Effect of codling moth exclusion nets on the rosy apple aphid, *Dysaphis plantaginea*, and its control by natural enemies. Crop Prot. 29, 1502-1513. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.08.012

Dippenaar-Schoeman, A.S., Van Den Berg, A.M., Van Den Berg, A., 1999. Spiders in South African cotton fields: Species diversity and abundance (Arachnida: Araneae). Afr. Plant Prot. 5, 93–103

DOCa, 2014. Consejo Regulador de la Denominación de Origen Calificada Rioja [WWW Document]. URL https://es.riojawine.com/es/home.html

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., Van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on

European farmland birds, 1990–2000. Agric. Ecosyst. Environ. 116, 189–196. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.02.007

Dong, J., Wu, X., Xu, C., Zhang, Q., Jin, X., Ding, J., Liu, S., Wang, Y., 2005. Evaluation of lucerne cover crop for improving biological control of *Lyonetia clerkella* (Lepidoptera: Lyonetiidae) by means of augmenting its predators in peach orchards. Great Lakes Entomol. 38, 186-200. https://scholar.valpo.edu/tgle/vol38/iss2/5

Donovan, B.J., 2003. Potential manageable exploitation of social wasps. *Vespula* spp. (Hymenoptera: Vespidae), as generalist predators of insect pests. Int. J. Pest Manag. 49, 281-285. https://doi.org/10.1080/0967087031000123698

Druart, C., Millet, M., Scheifler, R., Delhomme, O., Raeppel, C., Vaufleury, A., 2011. Snails as indicators of pesticide drift. deposit. transfer and effects in the vineyard. Sci. Total Environ. 409, 4280–4288. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.07.006

EFEAGRO, 2019. Renta agraria [WWW Document]. Agencia Inf. Agroaliment. URL https://www.efeagro.com/noticia/renta-agraria-2018/ (accessed 6.5.19)

Espinosa-Escalante, T., 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. Elementos: ciencia y cultura. 52, 53-56

Eurostat, 2016. Agriculture, forestry and fishery statistics [WWW Document]. Off. Eur. Union. Luxemb. URL http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/7777899/KS-FK-16-001-EN-N.pdf/cae3c56f-53e2-404a-9e9e-fb5f57ab49e3

Eurostat, 2019. Base de datos [WWW Document]. Eur. Stat. Off. URL https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/data/database (accessed 6.5.19).

Eyre, M.D., McMillan, S.D., Critchley, C.N.R., 2016. Ground beetles (Coleoptera. Carabidae) as indicators of change and pattern in the agroecosystem: Longer surveys improve understanding. Ecol. Indic. 68, 82–88. https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.11.009

Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K.F., Mitchell, S., Tischendorf, L., 2015. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. Agric. Ecosyst. Environ. 200, 219–234. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.11.018

Feener Jr, D.H., Brown, B. V., 1997. Diptera as parasitoids. Annu. Rev. Entomol. 42, 73–97. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.42.1.73

Foelix, R.F., 2011. Biology of spiders. 3rd ed. Oxford University Press. Oxford New York.

Fok, E.J., Petersen, J.D., Nault, B.A., 2014. Relationships between insect predator populations and their prey, *Thrips tabaci*, in onion fields grown in large-scale and small-scale cropping systems. BioControl 59, 739-748. https://doi.org/10.1007/s10526-014-9612-9

Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–4. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Gagne, R.J., 1995. Revision of tetranychid (Acarina) mite predators of the genus *Feltiella* (Diptera: Cecidomyiidae). Ann. Entomol. Soc. Am. 88, 16-30.

García-Martínez, Y.G., Ballesteros, C., Bernal, H., Villarreal, O., Jiménez-García, L., Jiménez-García, D., 2016. Traditional agroecosystems and global change implications in México. Bulg. J. Agric. Sci. 22, 548–565

Gessler, C., Pertot, I., Perazzolli, M., 2011. *Plasmopara viticola* : A review of knowledge on downy mildew of grapevine and effective disease management. Phytopathol. Mediterr. 50, 3–44. https://doi.org/10.14601/phytopathol_mediterr-9360

Glen, D.M., 1977. Predation of codling moth eggs, *Cydia pomonella*, the predators responsible and their alternative prey. J. Appl. Ecol. 14, 445-456. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012

Gliessman, S., 1998. Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture. Ann. Arbor. Press. Michigan

Godfray, H.C.J., 1994. Parasitoids. Behavioral and evolutionary ecology. Pricenton University Press. Pricenton. UK.

Gonçalves, M.F., Pereira, J.A., 2012. Abundance and diversity of soil arthropods in the olive grove ecosystem. J. Insect Sci. 12, 20. https://doi.org/10.1673/031.012.2001

González-Moliné, A.L., 2015. Clase Arachnida, Orden Solifugae. Revista IDE@ - SEA 19, 1-14

González-Moliné, A.L., Melic, A., Barrientos, J.A., 2008. Taxonomía, distribución geográfica e historia natural del endemismo ibérico *Gluvia dorsalis* (Latreille, 1817) (Solifugae: Daesiidae). Boletín de la S.E.A. 42, 385-395.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2011. Estimating species richness. Biological diversity. Oxford.

Gravena, S., Sterling, W.L., 1983. Natural Predation on the Cotton Leafworm (Lepidoptera: Noctuidae). J. Econ. Entomol. 76, 779-784. https://doi.org/10.1093/jee/76.4.779

Gregor, J., Eza, D., Ogusuku, E., Furlong, M.J., 2002. Uso de insecticidas: Contexto y consecuencias ecológicas. Rev. Peru. Med. Exp. Salud Publica 25,74–100.

Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: Pest management and other benefits. Basic Appl. Ecol. 4, 107–116. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00122

Hanson, P., 1995. The hymenoptera of Costa Rica. Oxford Uni. ed. New York.

Hanson, P. E., Gauld, I., 2006. Hymenoptera de la Región Neotropical. Mem. Amer. Ent. Inst. 77, 1-994

Hayat, M., 1998. Aphelinidae of India (Hymenoptera: Chalcidoidea): a taxonomic revision. Memoirs on Entomology. International. Vol. 13. Associated Publishers. Aligarh (IN)

He,. X. Wang, Q., Xu, J., 2008. European earwig as a potential biological control agent of apple leaf-curling midge. Plant Prot. Soc. 61, 343–349.

Helsen, H., Trapman, M., PolfliM., Simonse, J., 2007. Presence of the common earwig *Forficula auricularia* L. in apple orchards and its impact on the woolly apple aphid *Eriosoma lanigerum* (Haussmann). IOBC/wprs Bulletin 30, 31-35

Herold, M., Goldstein, N.C., Clarke, K.C., 2003. The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. Remote Sensing of Environment 86, 286-302. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00075-0

Hill, M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54, 427-432. https://doi.org/10.2307/1934352

Holland, J.M., 2002. The agroecology of carabid beetles. Intercept Ltd. Hampshire

Hölldobler, B., Wilson, E.O., 1990. The ants. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge. Massachusetts

Hölldobler, B., Wilson, E.O., 2009. The superorganism: The beauty, elegance, and strangeness of insect societies. W. W. Norton and Company Inc. New York. NY. USA

Holt, R. D., Lawton, J. H., Polis, G. A., Martinez, N. D., 1999. Trophic rank and species-area relationship. Ecology 80, 1495–1504. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1495:TRATSA]2.0.CO;2

Hrusková-Martisová, M., Pekár, S., Cardoso, P., 2010. Natural history of the Iberian solifuge *Gluvia dorsalis* (Solifuges: Daesiidae). J. Arachnol. 38, 466-474

Hurd, L.E., 1999. Ecology of praying mantids. En: Prete, F.R., Wells, H., Wells, P.H., Hurd, L.E. The praying mantids. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. Maryland. pp: 45-60

Industrieverband, 2013. Industrieverband Agrar [WWW Document]. URL https://www.iva.de/ (accessed 6.5.19).

IDERioja, 2005. Infraestructura de datos espaciales. Gobierno de La Rioja. Base de datos relacional *on line*. URL https://www.iderioja.larioja.org. (accessed 6.12.19)

Jacas, J., Urbaneja, A., García-Marí, F., 2008. Artrópodos depredadores. En: Jacas, J.A. y Urbaneja. A. (eds.). Control biológico de plagas agrícolas. Ed. Phytoma-España. Valencia. pp: 39-56

Jeanneret, P., Schüpbach, B., Luka, H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 98, 311–320. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00091-4

Jiménez-García, L., Sánchez-Rojas, G., Villarreal, O., Bernal, H., Jiménez-García, D., 2014. Agroecosystems management and biodiversity loss in an intensification gradient in traditional agriculture in Mexico. J. Agric. Environ. Sci 14, 407–420. https://doi.org/10.5829/idosi.aejaes.2014.14.05.12326

Jiménez-Valverde, Hortal, J., 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. Rev. Ibérica Aracnol. 8, 151–161

Jocqué, R., Dippenaar-Schoeman, A.S., 2006. Spider families of the world. Musée Royal de l'Afrique Central. Tervuren. Belgium. 336 pp

Jõgar, K., Metspalu, L., Hiiesaar, K., 2004. Abundance and dynamics of wolf spiders (Lycosidae) in different plant communities. Agron. Res. 2, 145-152

Jost, L., 2006. Entropy and diversity. Oikos 113, 363-375. https://wolfweb.unr.edu/~ldyer/classes/jost06.pdf

Jost, L., González-Oreja, J.A., 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. Acta Zoológica Lilloana 56, 3-14. http://www.lillo.org.ar/journals/index.php/acta-zoologica-lilloana/article/view/240

Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatial complex environments: theory and data. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 330, 175–190. https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0191

Karsemeijer, M.M.D., 1973. Observations on the enemies of the oyster shell scale, *Lepidosaphes ulmi*, on apple in The Netherlands. J. Plant Pathol. 79, 122-124. https://doi.org/10.1007/BF01976687

Kaspi, R., Yuval, B., Parrella, M.P., 2011. Anticipated host availability increases parasitoid host attack behaviour. Anim. Behav. 82, 1159-1165. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.08.014

Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. SOIL 2, 111–128. https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016

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., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Potts, S.G., Wilson, K., 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

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends Ecol. Evol. 26, 474–481. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.05.009

Klimaszewski, J., Brunke, A.J., Work, T.T., Venier, L., 2018. Rove beetles (Coleoptera. Staphylinidae) as bioindicators of change in boreal forests and their biological control services in agroecosystems: Canadian case studies. In: Betz, O., Irmler, U., Klimaszewski J. (eds.) Biology of Rove Beetles (Staphylinidae). Springer. Cham. pp: 161-181

Koivula, M.J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. ZooKeys 100, 287-317. https://doi.org/10.3897/zookeys.100.1533

Kosheleva, O.V., Kostjukov, V.V., 2014. Types of parasitism in eulophid wasps (Hymenoptera. Eulophidae). Entomol. Rev. 94, 1202-1217. https://doi.org/10.1134/S0013873814090024

Kotze, D.J., Assmann, T., Noordijk, J., Turin, H., Vermeulen, R., 2011. Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, Ecological and Environmental Studies: Proceedings of the XIV European Carabidologists Meeting Westerbork. Países Bajos

Kremen, C., Miles, A., 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: Benefits. externalities. and Trade-Offs. Ecol. Soc. 17, art40. https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440

Krell, F.T., 2004. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies-pitfalls and applicability of ‗morphospecies‘ sorting. Biodivers. Conserv. 13, 795-812. https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000011727.53780.63

Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.A., Sanjayan, M.A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. Conserv. Biol. 7, 796-808. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.740796.x

Krombein, K.V., 1967. Trap-nesting wasps and bees: Life histories, nests, and associates. Smithsonian press. Washington

Kruess, A., Tscharntke, T., 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. Science 264, 1581-1584. https://doi.org/10.1126/science.264.5165.1581

Kuusk, A.K., Cassel-Lundhagena, A., Kvarnhedenb, A., Ekbom. B., 2008. Tracking aphid predation by lycosid spiders in spring-sown cereals using PCR-based gut-content analysis. Basic Appl. Ecol. 9, 718-725. https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.08.012

Lara-Villalón, M., Rosas-Mejía, M., Rojas-Fernández, P., Reyes-Castillo, P., 2015. Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a palma camedor (*Chamedorea radicalis* Mart.) en el bosque tropical. Gómez Farías. Tamaulipas. México. Acta zoológica Mex. 31, 270–274.

Larentzaki, E., Powell, G., Copland, M.J.W., 2007. Effect of cold storage on

survival. reproduction and development of adults and eggs of *Franklinothrips vespiformis* (Crawford). Biol. Control 43, 265–270. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2007.08.012

Lattin, J.D., 2000. Minute pirate bugs (Anthocoridae). En: Schaefer, C.W., Panizzi, A.R. (eds.). Heteroptera of economic importance. CRC Press. Florida. pp: 607-635.

Lenfant, C., Lyoussoufi, A., Chen, X., Darcier, F.F., Sauphanor, B., 1994. Potential of *Forficula auricularia* L. as a predator of pear-psylla *Cacopsylla pyri* (L). Entomol. Exp. Appl. 73, 51-60. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.1994.tb01838.x

Li, H., Wu, J., 2004. Use and misuse of landscape indices. Landsc. Ecol. 19, 389–399. https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000030441.15628.d6

Lobo, J.M., 2008. Database records as a surrogate for sampling effort provide higher species richness estimations. Biodivers. Conserv. 17, 873–881. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9333-4

Lumaret, J.P., Kirk, A., 1987. Ecology of dung beetles in the French Mediterranean region (Col. Scarabaeinae). Acta Zool. Mex. (NS) 24, 1–55

Maclaurin, J., Sterelny, K., 2008. What is biodiversity? University of Chicago Press. Chicago. Illinois

Maehara, T., 2004. The efficiency of pitfall traps in relation to a density and activity of the carabid beetle, *Carabus insulicola insulicola* Chaudoir (Coleoptera: Carabidae), under controlled population density. Japanese J. Appl. Entomol. Zool. 48, 115–121. https://doi.org/10.1303/jjaez.2004.115

Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press.

Magurran, A. E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell. Malden

Major, R.E., Gowing, G., Christie, F.J., Gray, M., Colgan, D., 2006. Variation in wolf spider (Araneae: Lycosidae) distribution and abundance in response to the size and shape of woodland fragments. Biol. Conserv. 132, 98-108. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2006.03.017

Mansour, F., Bernstein, E., Abo-Moch, F., 1995. The potential of spiders of different taxa and a predacious mite to feed on the carmine spider mite — a laboratory study. Phytoparasitica 23, 217–221. https://doi.org/10.1007/BF02981385

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/S0167-8809(99)00038-9

Markó, V., Keresztes, B., 2014. Flowers for better pest control? Ground cover plants enhance apple orchard spiders (Araneae). but not necessarily their impact on pests. Biocontrol Sci. and Technol. 24, 574-596. https://doi.org/10.1080/09583157.2014.881981

Martín-López, B., González, J.A., Díaz, S., Castro, I., García-Llorente, M., 2007.

Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. Ecosistemas 16, 69-80

MacDonald, M.A., Cobbold, G., Mathews, F., Denny, M.J.H., Walker, L.K., Grice, P. V., Anderson, G.Q.A., 2012. Effects of agri-environment management for cirl buntings on other biodiversity. Biodivers. Conserv. 21, 1477–1492. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0258-6

Maveety, S., Browne, R., Erwin, T., 2011. Carabidae diversity along an altitudinal gradient in a Peruvian cloud forest (Coleoptera). Zookeys 147, 651–666. https://doi.org/10.3897/zookeys.147.2047

McGarigal, K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland. OR U.S. Dep. Agric. For. Serv. Pacific Northwest Res. Station. https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351

McLeod, J.H., Chant, D.A., 1952. Notes on the parasitism and food habits of the european earwig, *Forficula auricularia* L. (Dermaptera: Forficulidae). Can. Entomol. 84, 343-345. https://doi.org/10.4039/Ent84343-11

Michaels, K.F., 2007. Using staphylinid and tenebrionid beetles as indicators of sustainable landscape management in Australia. Aust. J. Exp. Agric. 47, 435-439. https://doi.org/10.1071/EA06197

Michalko, R., Pekár, S., Entling, M.H., 2019. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. Oecologia 189, 21-36. https://doi.org/10.1007/s00442-018-4313-1

Mirab-balou, M., Tong, X., Feng, J., Chen, X., 2011. Thrips (Insecta: Thysanoptera) of China. Check List 7, 720-744

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

Moguel, P., Toledo, V.M., 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of México. Conserv. Biol. 13, 11–21. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x

Monzó, C., Mollá, O., Castañera, P., Urbaneja, A., 2009. Activity-density of *Pardosa cribata* in Spanish citrus orchards and its predatory capacity on *Ceratitis capitata* and *Myzus persicae*. BioControl 54, 393-402. https://doi.org/10.1007/s10526-008-9199-0

Moreno, C.E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MandT - Manuales y Tesis SEA. vol. 1. Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza

Moreno, C. and Halffter, G., 2001. On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. J. App. Ecol. 38, 487-490. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00590.x

Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E., Pavón, N.P., 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Rev. Mex. Biodivers. 82, 1249-1261

Morris, T., Symondson, W.O.C., Kidd, N.A.C, Campos, M., 1999. Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. Bol. San. Veg. Plagas 25, 475-489

Mound, L.A., Marullo, R., 1998. Biology and identification of Aeolothripidae (Thysanoptera) in Australia. Invertebr. Taxon. 12, 929-950. https://doi.org/10.1071/IT97014

Mueller, T.F., Blommers, L.H.M., Mols, P.J.M., 1988. Earwig (*Forficula auricularia*) predation on the woolly apple aphid. *Eriosoma lanigerum*. Entomol. Exp. Appl. 47, 145-152. https://doi.org/10.1007/bf00367480

Nentwig, W., 1987. The prey of spiders. In: Nentwig, W. (Ed.). Ecophysiology of Spiders. Springer. Berlin, pp. 249–263

Nicholas, A.H., Spooner-Hart, R.N., Vickers, R.A., 2005: Abundance and natural control of the woolly aphid *Eriosoma lanigerum* in an Australian apple orchard IPM program. Biocontrol 50, 271-291. https://doi.org/10.1007/s10526-004-0334-2

Nicholls, C.I., Parrella, M.P., Altieri, M.A., 1998. Advances and perspectives in the biological control of greenhouse pests with special reference to Colombia. Integr. pest Manag. Rev. 3, 99–109. https://doi.org/10.1023/A:1009695730407

Nonacs, P., 1991. Less growth with more food: how insect-prey availability changes colony demographics in the ant, *Camponotus floridanus*. J. Insect Physiol. 37, 891-898. https://doi.org/10.1016/0022-1910(91)90004-J

Noyes, J.S., 2017. Universal chalcidoidea database [WWW Document]. Nat. Hist. Myseum. URL https://www.nhm.ac.uk/our-science/data/chalcidoids/introduction.html

Numa, C., Lobo, J.M., Verdú, J.J., 2012. Scaling local abundance determinants in mediterranean dung beetles. Insect Conserv. Diver. 5, 106-117. https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00137.x

Nyffeler, M., 1999. Prey selection of spiders in the field. J. Arachnol. 27, 317–324

Nyffeler, M., 2000a. Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe‘s and Turnbull‘s estimates. Bull. Br. Arachnol. Soc. 11, 367-373

Nyffeler, M., 2000b. Killing power of the orb-weaving spider *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772) during a mass occurrence. Newslett. Br. Arachnol. Soc. 89, 11–12.

Nyffeler, M., Benz, G., 1987. Spiders in natural pest control: a review. J. Appl. Entomol. 103, 321–339. https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1987.tb00992.x

Nyffeler, M., Sunderland, K.D., 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: A comparison of European and US studies. Agric. Ecosyst. Environ. 95, 579–612.

Öberg, S., Ekbom, B., Bommarco, R., 2007. Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 122, 211–219. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.12.034

Obrycki, J.J., Harwood, J.D., Kring, T.J., O'Neil, R.J., 2009. Aphidophagy by Coccinellidae: Application of biological control in agroecosystems. Biol. Control 51, 244–254. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2009.05.009

Offenberg, J., 2015. Ants as tools in sustainable agriculture. J. of Appl. Ecol. 52, 1197-1205. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12496

Pascual-Torres. F., 2015. Clase insecta. Orden Mantodea. Revista IDE@ - SEA 47, 1-10

Pekár, S., Kocourek, F., 2004. Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. J. Appl. Entomol. 128, 561-566. https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2004.00884.x

Petersen, F.T., Meier R., 2003. Testing species-richness estimation methods on single-sample collection data using the Danish Diptera. Biodiv. Conserv. 12, 667-686. https://doi.org/10.1023/A:1022495610021

Peterson, A.T., Slade, N.A., 1998. Extrapolating inventory results into biodiversity estimates and the importance of stopping rules. Divers. Distrib. 4, 95–105. https://doi.org/10.2307/2999816

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. Science 333, 1289–91. https://doi.org/10.1126/science.1208742

Phillips, M.L., 1981. The ecology of the common earwig *Forficula auricularia* in apple orchards. Doctoral dissertation. University of Bristol City

Picchi, M.S., Bocci, G., Petacchi, R., Entling, M.H., 2016. Effects of local and landscape factors on spiders and olive fruit flies. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 138-147. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.045

Pina, T., 2008. Insetos parasitoides. En: Jacas. J.A. Urbaneja. A. (eds.). Control biológico de plagas agrícolas. Ed. Phytoma-España. Valencia. pp: 57-85

Pitkin, B.R., 2004., Pteromalidae. Universal Chalcidoidea Database. Natural History Museum. London. World Wide Web electronic publication. https://www.nhm.ac.uk/our-science/data/chalcidoids/pteromalidae1.html

Platnick, N., 2011. The world spider catalog [WWW Document]. Am. museum Nat. Hist. . URL http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/SALTICIDAE (accessed 6.6.19)

Polis, G.A., McCormick, S.J., 1986. Scorpions, spiders and solpugids: Predation and competition among distantly related taxa. Oecologia 71, 111–116. https://doi.org/10.1007/BF00377328

Proszynski, J., 2011. Salticidae (araneae) of the world [WWW Document]. Prep. with Assist. museum Inst. Zool. polish Acad. Sci. warsaw. Pol. URL http://www.vifabio.de/iqfBio/detail/2358 (accessed 6.6.19)

Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tscharntke, T., Wolters, V., 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. Agric. Ecosyst. Environ. 108, 165–174. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2005.01.005

Quicke, D.L.J., 1997., Parasitic wasps. Chapman and Hall. London. UK.

Rendon, D., Whitehouse, M.E.A., Taylor, P.W., 2016. Consumptive and non-consumptive effects of wolf spiders on cotton bollworms. Entomol. Exp. Appl. 158, 170-183. https://doi.org/10.1111/eea.12390

Raveret-Richter, M., 2000. Social wasp (Hymenoptera: Vespidae) foraging behavior. Annu. Rev. Entomol. 45, 121-150. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.121

Reitze. M., Nentwig. W., 1991., Comparative investigations into the feeding ecology of six Mantodea species. Oecologia 86, 568-574. https://doi.org/10.1007/BF00318324

Řezáč, M., Pekár, S., Lubin, Y., 2008. How oniscophagous spiders overcome woodlouse armour. J. of Zool. 275, 64–71. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00408.x

Richter, M.R., 2000. Social wasp (Hymenoptera: Vespidae) foraging behavior. Annu. Rev. Entomol. 45, 121–150. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.121

Riechert, S.E., Harp, J.M., 1987. Nutritional ecology of spiders. In: Slansky, F., Rodriguez, J.G. (Eds.). Nutritional Ecology of Insects, Mites, and Spiders. Wiley. New York. pp. 645–672

Riesco-Chueca, P., Gómez-Zotano, J., Álvarez-Sala, D., 2008. Región, comarca, lugar: escalas de referencia en la metodología del paisaje. Cuadernos Geográficos 43, 227-255

Riojas-López, M.E., 2012. Response of rodent assemblages to change in habitat heterogeneity in fruit-oriented nopal orchards in the central high plateau of Mexico. J. Arid Environ. 85, 27–32. https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2012.04.004

Risch, S.J., Carroll, C.R., 1982. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. Oecologia 55, 114-119. https://doi.org/10.1007/BF00386726

Romero-Alcaraz, E., Ávila, J.M., 2000. Effect of elevation and type of habitat on the abundance and diversity of scarabaeoid dung beetle (Scarabaeoidea) assemblages in a Mediterranean area from southern Iberian Peninsula. Zool. Studi. 39, 351–359

Rosen, D., DeBach. P., 1990. Ectoparasites. En: Rosen. D. (ed.). World Crop Pests. Vol. 4B. Armoured Scale Insects. Their biology, natural enemies and control. Elsevier. Amsterdam. pp: 99-120

Royaute, R., Buddle, C.M., 2012. Colonization dynamics of agroecosystem spider assemblages after snow-melt in Quebec (Canada). J. Arachnol. 40, 48-58. https://doi.org/10.2307/41804572

Sahayaraj, K., 2014. Reduviids and their merits in biological control. In Sahayaraj. K. (ed.). Basic and Applied Aspects of Biopesticides. Springer. New Delhi. pp: 195-214.

Samu, F., Szinetár, C., 2002. On the nature of agrobiont spiders. J. Arachnol. 30, 389–402. https://doi.org/10.1636/0161-8202(2002)030[0389:OTNOAS]2.0.CO;2

Santos, S.A.P., Cabanas, J. E., Pereira, J.A., 2007. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. Eur. J. Soil Biol. 43, 77-83. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.001

Schaefer, C.W., Panizzi, A.R., 2000. Economic importance of Heteroptera. En: Schaefer. C.W.. Panizzi. A.R. (eds.). Heteroptera of economic importance. CRC Press. Florida. pp: 3-8.

Schirmel, J., Buchholz, S., 2011. Response of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) to coastal heathland succession. Biodivers. Conserv. 20, 1469. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0038-8

Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C., Tscharntke, T., 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. J. Appl. Ecol. 42, 281–287. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x

Seevers, C.H., 1965. The systematics, evolution and zoogeography of staphylinid beetles, associated with army ants (Coleoptera, Staphylinidae). Series: Fieldiana. Zoology, vol.47, nº 2. Chicago Natural History Museum. https://doi.org/10.5962/bhl.title.3063

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarh, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574, 671–674. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3

Shannon, C., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University. ed. Urbana. IL. EEUU

Shaw, M.R., Huddleston, T., 1991. Classification and Biology of braconid wasps (Hymenoptera: Braconidae). Handbooks for the Identification of British Insects. Vol. 7(11). Royal Entomological Society of London

Shackelford, G., Steward, P.R., Benton, T.G., Kunin, W.E., Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Sait, S.M., 2013. Comparison of pollinators and natural enemies: A meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. Biol. Rev. 88, 1002–1021. https://doi.org/10.1111/brv.12040

Sierro, A., Arlettaz, R., 2003. L‘avifaune du vignoble en Valais Central: Évaluation de la diversité à l‘aide de transects. Nos Oiseaux 50, 89–100

Smith, E.P., van Belle, G., 1984. Nonparametric estimation of species richness.

Biometrics 40, 119-129 http://dx.doi.org/10.2307/2530750

Soberon, J., Llorente, J., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. Conserv. Biol. 7, 480–488

Soberón, J., Llorente, J., Oñate, L., 2000. The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papillionid and Pierid butterflies. Biodivers. Conserv. 9, 1441-1466. https://doi.org/10.1023/A:1008987010383

Solomon, M.G., Fitzgerald, J.D., Jolly, R.L., 1999. Artificial refuges and flowering plants to enhance predator populations in orchards. IOBC/WPRS Bull. 22, 31-37

Staley, J.T., Botham, M.S., Chapman, R.E., Amy, S.R., Heard, M.S., Hulmes, L., Savage, J., Pywell, R.F., 2016. Little and late: How reduced hedgerow cutting can benefit Lepidoptera. Agric. Ecosyst. Environ. 224, 22–28. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.03.018

Statsoft Inc., 2004. Statistica: data analysis software system, version 7. Tulsa. Disponible en: http://www.statsoft.com

Stelzl, M., Devetak, D., 1999. Neuroptera in agricultural ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 74, 305-321. http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00040-7

Stiling, P., Cornelissen, T., 2005. What makes a successful biocontrol agent? A meta-analysis of biological control agent performance. Biological Control 34, 236-246. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.02.017

Strandberg, J.O., 1981. Predation of cabbage looper. *Trichoplusia ni*. pupae by the striped earwig. *Labidura riparia*. and two bird species. Environ. Entomol. 10, 712-715. https://doi.org/10.1093/ee/10.5.712

Stutz, S., Entling, M.H., 2011. Effects of the landscape context on aphid-ant-predator interactions on cherry trees. Biol. Control 57, 37-43. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.01.001

Sutcliffe, L.M.E., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. V., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, S., Baležentienė, L., Fischer, C., Halada, L., Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S.D., Kaligarič, M., Kamp, J., Klimek, S., Koorberg, P., Kostiuková, J., Kovács-Hostyánszki, A., Kuemmerle, T., Leuschner, C., Lindborg, R., Loos, J., Maccherini, S., Marja, R., Máthé, O., Paulini, I., Proença, V., Rey-Benayas, J., Sans, F.X., Seifert, C., Stalenga, J., Timaeus, J., Török, P., van Swaay, C., Viik, E., Tscharntke, T., 2015. Harnessing the biodiversity value of central and eastern European farmland. Divers. Distrib. 21, 722–730. https://doi.org/10.1111/ddi.12288

Swaminathan, R., 2014. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae): their potential as bio-agents in agroecosystems. En: Sahayaraj. K. (ed.) Basic and Applied Aspects of Biopesticides. Springer. New Delhi. pp: 225-233

Sweet, M.H., 2000. Economic importance of predation by big-eye bugs (Geocoridae). In: Schaefer, C.W., Panizzi, A.R. (eds.). Heteroptera of

economic importance. CRC Press. Florida. pp: 713-724.

Tamaki, G., 1972. The Biology of *Geocoris bullatus* Inhabiting Orchard Floors and Its Impact on *Myzus persicae* on Peaches. Environ. Entomol. 1, 559-565. https://doi.org/10.1093/ee/1.5.559

Tauber, C.A., Tauber, M.J., Albuquerque, G.S., 2009. Neuroptera: (lacewings. antlions). En: Resh. V.H.. Cardé. R.T. (eds.). Encyclopedia of Insects. New York: Academic. pp: 695-707

Thaler, K., Zapparoli, M., 1993. Epigeic spiders in an olive-grove in central Italy (Araneae). Redia 76, 307-316

Thies, C., Tscharntke, T., 1999. Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. Science 285, 893-895. https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893

Thies, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. Oikos 101, 18–25. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12567.x

Thomson, L.J., Hoffmann, A.A., 2009. Vegetation increases the abundance of natural enemies in vineyards. Biol. Control 49, 259–269. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2009.01.009

Thomson, L.J., Macfadyen, S., Hoffmann, A.A., 2010. Predicting the effects of climate change on natural enemies of agricultural pests. Biol. Control 52, 296–306. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2009.01.022

Tischendorf, L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? Landsc. Ecol. 16, 235–254. https://doi.org/10.1023/A:1011112719782

Trjapitzin, V. A., 2008. A Review of Encyrtid Wasps (Hymenoptera, Chalcidoidea, Encyrtidae) of Macaronesia. Entomol. Rev. 88, 218-232. https://doi.org/10.1134/S0013873808020085

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2009. Grassland Habitats, in: Encyclopedia of Insects. Elsevier Inc., pp. 424–428. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374144-8.00120-X

Turnbull, A.L., 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). Annu. Rev. Entomol. 18, 305-348. https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001513

Turner, M.G., 1989. Landscape ecology: The effect o pattern on process. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 20, 171-197. https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131

Turner, M.G., 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 36, 319-44. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614

Uchida, K., Ushimaru, A., 2014. Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: Patterns and mechanisms. Ecol. Monogr. 84, 637–658. https://doi.org/10.1890/13-2170.1

Urban, D.L., O'Neill, R.V., Shugart, H.H.Jr., 1987. Landscape ecology: A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. BioScience 37, 119-127 https://doi.org/10.2307/1310366

Van Driesche, R., Hoddle, M., Center, T.D., 2008. Control of pests and weeds by natural enemies : an introduction to biological control. Blackwell. ed. Blackwell Pub. Oxford

Verdú, J.R., Crespo, M.B., Galante, E., 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: The effects of protection from grazing on biodiversity. Biodivers. Conserv. 9, 1707–1721. https://doi.org/10.1023/A:1026506725251

Vila-Subirós, J., Varga-Linde, D., Llausàs-Pascual, A., Ribas-Palom, A., 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (*landscape ecology*). Una interpretación desde la geografía. Doc. Anàl. Geogr. 48, 151-166. https://core.ac.uk/download/pdf/39020511.pdf

Wajnberg, E., Roitberg, B.D., Boivin, G., 2016. Using optimality models to improve the efficacy of parasitoids in biological control programmes. Entomol. Exp. Appl. 158, 2–16. https://doi.org/10.1111/eea.12378

Weibull, A.C., Östman. Ö., 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape. habitat. and farm management. Basic Appl. Ecol. 4, 349–361. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00173

Weibull, A. C., Östman, Ö., Granqvist, A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management Biodivers. Conserv. 12, 1335–1355. https://doi.org/10.1023/A:1023617117780

Wheeler, A.G., 2000a. Plant bugs (Miridae) as plant pests. In: Schaefer. C.W.. Panizzi. A.R. (eds.). Heteroptera of economic importance. CRC Press. Florida. pp:37-83

Wheeler, A.G., 2000b. Predacious plant bugs (Miridae). In: Schaefer. C.W.. Panizzi. A.R. (eds.). Heteroptera of economic importance. CRC Press. Florida. pp: 657-693

Whitehouse, M.E.A., Lawrence, L., 2001. Are spiders the perfect predator? Aust. Cotton Grower 22, 30-33

Wilkie, L., Cassis, G., Gray, M., 2003. A quality control protocol for terrestrial invertebrate biodiversity assessment. Biodivers. Conserv. 12, 121-146. https://doi.org/10.1023/A:1021242329800

Wiens, J. A., Crist, T. O., Milne, B. T., 1993. On quantifying insect movements. Environ. Entomol. 22, 709-715. https://doi.org/10.1093/ee/22.4.709

Williams, P.H., Gaston, K.J., 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? Biol. Conserv. 67, 211–217. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90612-2

Wise, D.H., 1993. Spiders in Ecological Webs. Cambridge University Press. Cambridge. UK.

Woltz, J.M., Isaacs, R., Landis, D.A., 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. Agric. Ecosyst. Environ. 152, 40–49. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2012.02.008

Young, O.P., Lockley, T.C., 1985. The striped lynx spider. *Oxyopes salticus* [Araneae: Oxyopidae]. In agroecosystems. Entomophaga 30, 329-346. https://doi.org/10.1007/BF02372339

Zamora, J., Verdú, J.R., Galante, E., 2007. Species richness in Mediterranean agroecosystems: Spatial and temporal analysis for biodiversity conservation. Biol. Conserv. 134, 113–121. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.011

Zepeda-Jazo, I., 2018. Manejo sustentable de plagas agrícolas en México. Agric. Soc. y Desarro. 15, 99–108

4. Capítulo II

4. Capítulo II. Análisis de la biodiversidad de los artrópodos enemigos naturales en viñedos integrados en un paisaje vitícola

4.1. Introducción

En la introducción del capítulo I de la presente tesis se han expuesto, apoyados por la bibliografía correspondiente, los aspectos fundamentales que describen la situación actual que justifica la investigación recogida en dicho capítulo. Esos aspectos son coincidentes con los que respaldan la investigación que se presenta en el capítulo II y que, por ello, se resumen brevemente a continuación:

- La agricultura está ocupando una gran proporción de la tierra fértil del Planeta, habiendo reemplazado enormes superficies de hábitats naturales diversos.
- De entre las diferentes plantas que cultiva el ser humano, la vid está considerada como una de las más importantes a nivel mundial, de España y de La Rioja debido a su enorme repercusión económica, social, cultural y ambiental-paisajística.
- La agricultura y, más concretamente, la viticultura que se viene practicando de modo generalizado en los últimos decenios ha traído consigo el establecimiento de grandes zonas de monocultivo, el laboreo intensivo, el uso de maquinaria pesada, el empleo de pocos genotipos de vid y el uso recurrente y masivo de productos fitosanitarios.
- La aplicación de esta forma de viticultura ha acarreado, entre otras consecuencias, una importante reducción de la

biodiversidad de los agroecosistemas vitícolas y, dentro de ella, la del grupo funcional de los enemigos naturales de las plagas, especialmente, de los pertenecientes al Phylum Arthropoda.

- En una situación como la descrita, los hábitats seminaturales integrados en los paisajes vitícolas tienen un gran valor al representar reservorios para la biodiversidad, incluida la de aquellos artrópodos que brindan el servicio ecosistémico del control biológico de plagas.

4.2. Objetivos

En este contexto, en el presente capítulo de la Tesis se plantearon los objetivos particulares siguientes:

1. Determinar, a nivel taxonómico de familia, la abundancia y la diversidad de enemigos naturales en diferentes puntos de los viñedos integrados en un paisaje vitícola mediterráneo de La Rioja (España).

2. Analizar la incidencia de la proximidad de vegetación circundante sobre la abundancia y riqueza de familias de enemigos naturales capturadas en diferentes puntos de los viñedos integrados en el paisaje vitícola.

4.3. Materiales y métodos

4.3.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el término municipal de Logroño (La Rioja, España), concretamente en la finca institucional de La Grajera, perteneciente al Gobierno de la Comunidad Autónoma de La Rioja, y ha sido descrita en el punto 3.3.1. del apartado —Materiales y métodos” del capítulo I de la presente tesis.

4.3.2. Muestreo de artrópodos

En los años 2012 y 2013 se llevaron a cabo muestreos sistemáticos de artrópodos pertenecientes a familias que incluyen especies del grupo funcional de los enemigos naturales de plagas (depredadores y parasitoides) en el área de estudio. Los métodos de captura utilizados fueron los mismos que los empleados en el año 2011 y que se especifican en el punto 3.3.2. del apartado de —Materiales y métodos" del capítulo I.

Se dispusieron 17 puntos de muestreo distribuidos por el área de estudio, todos ellos colocados en viñedo. Cada uno de los puntos fue georreferenciado y constaba de una pareja de trampas (una pitfall y una combi) (Figura 2). En la Figura 10 se indica su ubicación, así como las zonas de influencia establecidas a diferentes distancias (50, 100 y 150 m) alrededor de cada uno de los puntos de muestreo para analizar la posible influencia de la vegetación circundante sobre la abundancia y diversidad de familias de enemigos naturales capturadas en ellos.

Los muestreos se llevaron a cabo entre los meses de abril y julio de cada año y se recogieron las capturas semanalmente, durante 10 semanas consecutivas. Las muestras recogidas en cada fecha y trampa eran conservadas en etanol al 70%, etiquetadas (fecha, localización y tipo de trampa) y transportadas al laboratorio para su almacenamiento y posterior estudio. Los ejemplares capturados fueron identificados hasta el nivel taxonómico de familia con la ayuda de un microscopio estereoscópico.

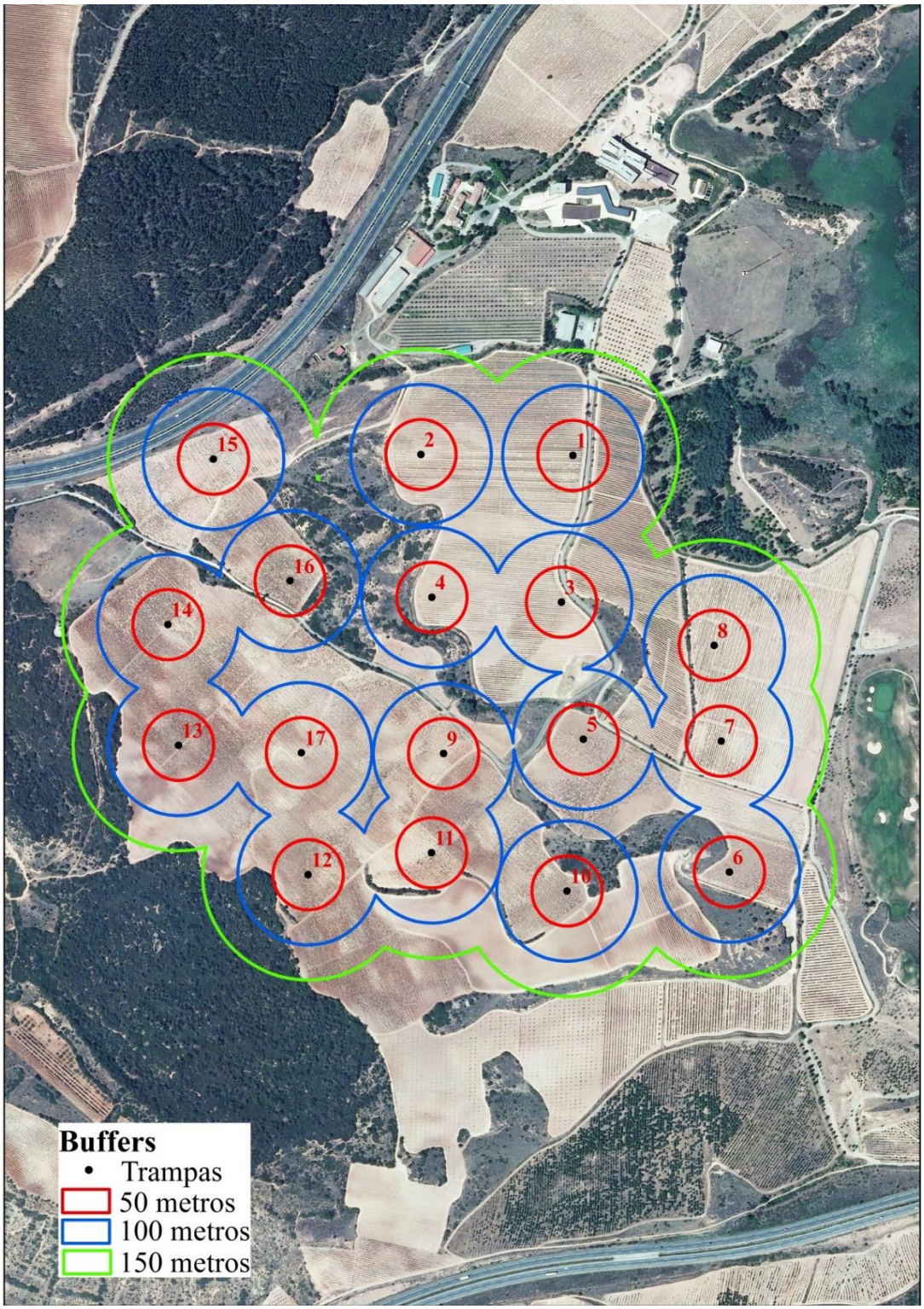

Figura 10. Ortofoto de la zona de estudio con la localización de los 17 puntos de muestreo utilizados. Los círculos rojo, azul y verde representan las zonas de influencia establecidas a 50, 100 y 150 m, respectivamente, alrededor de cada uno de los puntos de muestreo.

4.3.3. Curvas de acumulación, estimación de la riqueza potencial y diversidad verdadera de familias

Se ha elaborado la curva de acumulación de familias de enemigos naturales de plagas a partir de las capturas obtenidas en los dos años de muestreo (2012 y 2013) y considerando el material recolectado en ambos tipos de trampas (combi y pitfall) de acuerdo con el modelo exponencial inverso. Para ello, se ha representado el número de familias identificadas frente al número total de ejemplares capturados que, de este modo, se constituye en la variable utilizada para cuantificar el esfuerzo de muestreo.

Además, se ha estimado la riqueza potencial de familias recogidas conjuntamente en ambos años mediante el cálculo de los estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2 para los ejemplares capturados en los dos tipos de trampas (combi y pitfall) de forma conjunta y por separado.

Finalmente, se ha calculado la diversidad verdadera de orden 1 (^{1}D) de familias de enemigos naturales para los dos años de muestreo y considerando las capturas recogidas en los dos tipos de trampas.

El procedimiento utilizado para llevar a cabo estas tres operaciones es idéntico al descrito en los puntos 3.3.3, 3.3.4 y 3.3.5 del apartado ―Materiales y métodos” del capítulo I, respectivamente.

4.3.4. Diversidad beta entre puntos de muestreo

La diversidad beta, o grado de diferenciación entre comunidades, fue calculada para evaluar el grado de heterogeneidad entre los distintos puntos de muestreo colocados dentro del agroecosistema viñedo. El propósito de este

análisis fue encontrar posibles relaciones entre la localización espacial de los puntos de muestreo y su proximidad a los parches que integran el paisaje. Para ello, se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis (Bray and Curtis, 1957), que utiliza datos de abundancia y ofrece resultados robustos y confiables (Schroeder and Jenkins, 2018). El valor de este índice está comprendido entre 0 y 1, de forma que cuanto más próximo sea a 1, más similares son dos lugares entre sí. Se trata de una versión modificada del índice de Sørensen, por lo que también se llama índice cuantitativo de Sørensen, y se expresa matemáticamente de la siguiente forma (Magurran, 2004):

$$C_N = \frac{2\,jN}{(N_a + N_b)}$$

Donde: N_a es el número total de individuos en el punto A; *Nb* es el número total de individuos en el punto B; y *jN* es la suma de la abundancia más baja de cada una de las especies comunes encontradas en ambos puntos.

A partir de los valores proporcionados por este índice para cada pareja de puntos de muestreo, se construyó el dendrograma de similitud utilizando el método de medias no ponderadas (UPGMA). Para la obtención de los índices y la elaboración del dendrograma se empleó el programa informático PAST v.2.17 (Hammer *et al*., 2001). Posteriormente, para determinar si había o no diferencias estadísticamente significativas entre agrupaciones, considerando la abundancia y la riqueza de los puntos de muestreo incluidos en cada una de ellas, se aplicó el test no paramétrico de comparación de medias de Kruskal-Wallis utilizando el paquete estadístico Statistica versión 7.0 (StatSoft Inc., 2004).

4.3.5. Influencia de los parches adyacentes sobre el agroecosistema viñedo

Para evaluar el posible efecto de la vegetación circundante sobre la abundancia y diversidad de familias de enemigos naturales considerando las capturas obtenidas en las distintas zonas de viñedo muestreadas, se establecieron zonas de influencia a las distancias de 50, 100 y 150 m alrededor de cada uno de los puntos de muestreo (Figura 10). Para determinar si había o no diferencias estadísticamente significativas considerando cada una de estas tres zonas de influencia, se aplicó el test no paramétrico de comparación de medias de Kruskal-Wallis utilizando el paquete estadístico antes citado.

4.4. Resultados

4.4.1. Material estudiado

Se han identificado, hasta el nivel taxonómico de familia, un total de 8159 ejemplares de artrópodos (5972 ejemplares en 2012 y 2187 ejemplares en 2013), correspondientes al total de individuos pertenecientes a familias que incluyen especies consideradas enemigos naturales de plagas. El conjunto de ejemplares se incluye en 9 órdenes (Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera y Thysanoptera) y 27 familias (Tablas 7, 8 y 9) (Tabla 7).

Tabla 7. Número de ejemplares de cada familia de enemigos naturales capturados por año (2012 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall) en el agroecosistema viñedo.

Orden	Familia	Año 2012			Año 2013			Años 2012 + 2013		
		Combi	Pitfall	Total	Combi	Pitfall	Total	Combi	Pitfall	Total
Araneae	Dysderidae	0	3	3	0	1	1	0	4	4
	Lycosidae	0	40	40	0	5	5	0	45	45
	Oxyopidae	1	1	2	0	0	0	1	1	2
	Salticidae	33	31	64	5	8	13	38	39	77
	Thomisidae	22	0	22	4	4	8	26	4	30
Coleoptera	Carabidae	343	91	434	410	141	551	753	232	985
	Coccinellidae	376	23	399	93	60	153	469	83	552
	Staphylinidae	371	14	385	304	20	324	675	34	709
Dermaptera	Forficulidae	4	1	5	5	10	15	9	11	20
Diptera	Cecidomyiidae	19	0	19	3	0	3	22	0	22
	Syrphidae	3	0	3	1	1	2	4	1	5
	Tachinidae	28	0	28	2	0	2	30	0	30
Hemiptera	Anthocoridae	5	0	5	0	0	0	5	0	5
	Geocoridae	1	0	1	0	0	0	1	0	1
	Miridae	110	0	110	80	1	81	190	1	191
	Reduviidae	3	5	8	4	0	4	7	5	12
Hymenoptera	Braconidae	40	0	40	55	3	58	95	3	98
	Encyrtidae	11	1	12	0	0	0	11	1	12
	Eulophidae	6	0	6	1	0	1	7	0	7
	Formicidae	883	3223	4106	254	604	858	1137	3827	4964
	Ichneumonidae	56	0	56	68	2	70	124	2	126
	Pteromalidae	55	2	57	24	1	25	79	3	82
	Vespidae	23	0	23	1	0	1	24	0	24
Mantodea	Mantidae	4	0	4	0	0	0	4	0	4
Neuroptera	Chrysopidae	3	0	3	4	0	4	7	0	7
	Hemerobiidae	3	0	3	0	0	0	3	0	3
Thysanoptera	Aeolothripidae	132	2	134	8	0	8	140	2	142
	Total:			**5972**			**2187**			**8159**

En esta tabla puede observarse cómo la familia más abundante, con diferencia, fue Formicidae (Hymenoptera) que incluye el 60,1% del total de individuos capturados. La abundancia de la segunda familia más numerosa (Carabidae) desciende ya al 12,1%. A nivel de orden, si se excluyen los

ejemplares de la familia Formicidae, destaca por su abundancia Coleoptera, que incluye el 27,5% del total de individuos recolectados, mientras que varios de los órdenes representados en el presente trabajo han resultado ser muy poco abundantes (Dermaptera, Neuroptera y Mantodea, con el 0,2%, 0,1% y < 0,1% del total de ejemplares capturados, respectivamente). Los aspectos más importantes de todos estos órdenes y familias como enemigos naturales de plagas ya han sido señalados en el capítulo I de la presente tesis, con excepción de las familias Syrphidae y Hemerobiidae que se comentan a continuación.

Orden DIPTERA

Familia Syrphidae Latreille, 1802

Esta familia está constituida por más de 6000 especies, siendo una de las más diversas del orden Diptera (Brown, 2009). Los adultos son florícolas y se consideran importantes polinizadores (Inouye *et al*., 2015; Ssymank and Kearns, 2009), mientras que las larvas presentan diversos tipos de alimentación, pudiendo ser micófagas, saprófagas, saproxílicas, fitófagas o entomófagas (Dumbardon-Martial, 2016; Rojo *et al*., 2003; Rotheray, 1993; Rotheray and Gilbert, 1999). Como consecuencia de su comportamiento depredador, las especies de la subfamilia Syrphinae juegan un importante papel en los agroecosistemas debido a su capacidad para regular las poblaciones de algunos insectos plaga, especialmente de pulgones (Nelson *et al*., 2012; Rojo *et al*., 2003; Schmidt *et al*., 2004). Curiosamente, esta familia solo se ha capturado en viñedo, aunque no suelen ser habitualmente recolectados en este cultivo (Gemini, 2000).

Orden NEUROPTERA

Familia Hemerobiidae Latreille, 1803

Esta familia se encuentra ampliamente distribuida por ecosistemas naturales y agroecosistemas, aunque con cierta frecuencia presenta una marcada especificidad por el tipo hábitat (Monserrat, 2015). En este estudio se ha capturado de forma muy escasa y solo en viñedo. Tanto las larvas como los adultos son depredadores generalistas de pequeños artrópodos de tegumento blando y movimientos lentos, principalmente áfidos, aleiródidos y cóccidos, aunque también pueden devorar psílidos, trips, ácaros y pequeñas arañas, entre otros (Canard, 2001; New, 1975). Este comportamiento depredador les convierte en interesantes agentes de control biológico de plagas (McEwen *et al*., 2001; New, 1988). De hecho, ocasionalmente han sido utilizados en programas de control biológico clásico (Smith and Coppel, 1957; Williams, 1927). A pesar de ello, la atención que han recibido hasta ahora ha sido más bien escasa (Jacas *et al*., 2008; Monserrat, 2015).

4.4.2. Curvas de acumulación de familias de enemigos naturales

En la Figura 11 se recoge la curva de acumulación de familias con sus intervalos de confianza al 95%, en función del número de familias identificadas en función del número total de ejemplares capturados de forma conjunta con ambos tipos de trampas (pitfall y combi) y en los dos años de muestreo. Se puede observar cómo el extremo superior de la curva llega a ser paralelo al eje x, lo que indica que la completitud del inventario de familias de enemigos naturales en el agroecosistema viñedo integrado en el paisaje estudiado fue del 100%. Cuando se analizan las capturas en los dos tipos de trampas por

separado, se obtienen también valores muy elevados para la completitud del inventario (78,5% y 79,1% para las capturas en las trampas combi y pitfall, respectivamente).

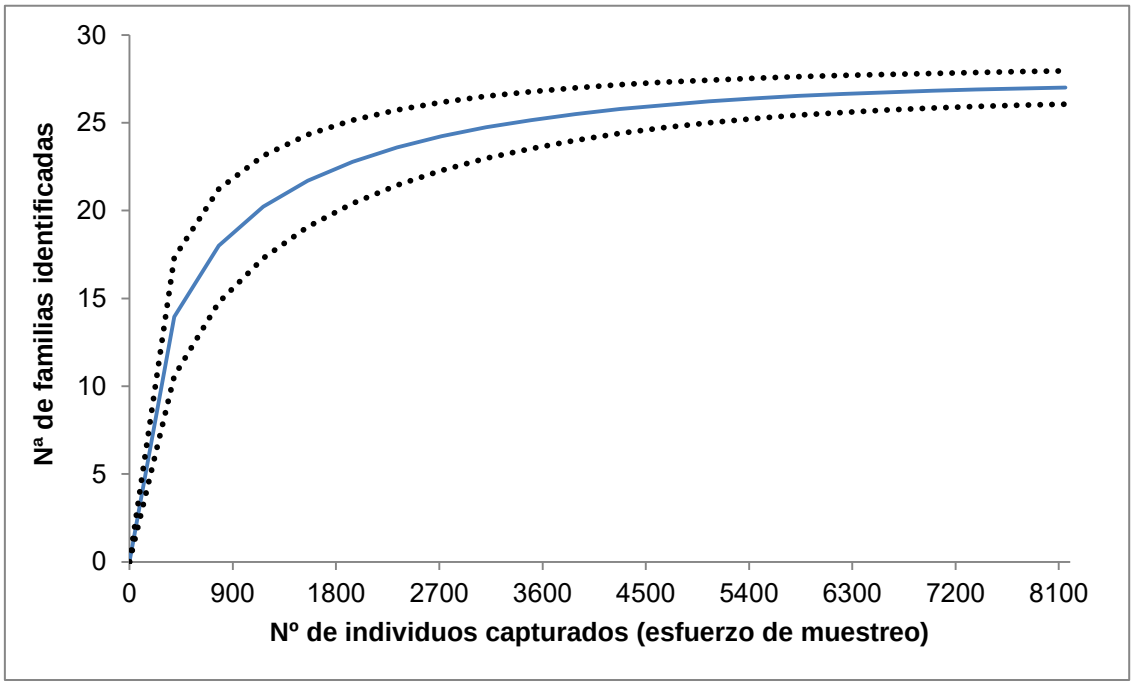

Figura 11. Curva de acumulación de familias de enemigos naturales capturados en viñedo en función del esfuerzo de muestreo (número de individuos capturados), con sus intervalos de confianza al 95%.

4.4.3. Estimación de la riqueza potencial de familias de enemigos naturales

En la Tabla 8 aparecen detallados los valores de riqueza de familias de enemigos naturales calculados por los estimadores Chao1 y Chao 2 para los muestreos llevados a cabo en el agroecosistema viñedo durante los años 2012 y 2013, tanto para cada año de muestreo como para cada tipo de trampa y en su conjunto. Los intervalos de confianza de ambos estimadores se solaparon

en todos los casos, lo que indica que no existen diferencias significativas entre los índices con respecto al número estimado de familias.

Tabla 8. Riqueza observada y riqueza potencial de familias de enemigos naturales según los estimadores Chao 1 y Chao 2, para cada año de muestreo (2011 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall). Entre paréntesis aparecen los intervalos de confianza (IC) al 95% de cada valor de los estimadores.

Tipo de trampa	Año de muestreo	Riqueza observada	Chao 1 (IC 95 %)	Chao 2 (IC 95 %)
Combi + Pitfall	2012	27	27,00 (27,25 – 28,26)	27,00 (27,67 – 28,30)
	2013	21	22,00 (21,09 – 31,67)	21,94 (21,09 – 31,17)
	2012+2013	27	27,00 (27,10 – 28,12)	27,00 (27,52 – 28,16)
Combi	2012	25	26,00 (25,07 – 39,35)	25,31 (25,02 – 30,69)
	2013	19	20,25 (19,15 – 34,07)	19,94 (19,09 – 29,17)
	2012+2013	25	26,00 (25,07 – 39,36)	25,48 (25,03 – 32,94)
Pitfall	2012	13	14,00 (13,09 – 23,68)	13,94 (13,09 – 23,17)
	2013	14	17,00 (14,39 – 36,97)	16,82 (14,37 – 35,79)
	2012+2013	18	20,00 (18,25 – 34,00)	22,75 (18,74 – 32,94)

En general, el número de familias observadas fue similar al número potencial de familias estimado por ambos índices. Solamente en el caso de las trampas pitfall los datos observados fueron algo inferiores a los estimados. Como es lógico, esta circunstancia también se observa al calcular los índices de completitud del inventario de familias según los datos de los años 2012 y

2013 (Tabla 9). Así, los índices más bajos se obtuvieron en este tipo de trampa, siendo solo inferior al 80% en el caso del índice Chao 2 (concretamente, 79,1%), aunque muy próximo. Sin embargo, si se consideran las capturas obtenidas entre ambos años y tipos de trampas se obtuvo una completitud de 100%, por lo que se puede concluir que el muestro fue adecuado.

Tabla 9. Índices de completitud (%) del inventario de familias de enemigos naturales del agroecosistema viñedo obtenidos para cada año de estudio (2012 y 2013) y tipo de trampa (combi y pitfall), calculados a partir de los estimadores Chao 1 y Chao 2.

Tipo de trampa	Año de muestreo	Índice de completitud (Chao 1)	Índice de completitud (Chao 2)
Combi + Pitfall	2012	100,0	100,0
	2013	95,5	95,7
	2012+2013	100,0	100,0
Combi	2012	96,2	98,8
	2013	92,7	95,3
	2012+2013	96,2	98,1
Pitfall	2012	92,9	93,2
	2013	82,4	83,2
	2012+2013	90,0	79,1

4.4.4. Diversidad verdadera de familias de enemigos naturales

El cálculo de la diversidad verdadera de familias del agroecosistema viñedo a partir de los datos obtenidos en los muestreos de los años 2012 y 2013, arroja un valor de ^{1}D = 4,44 familias efectivas. Es decir, en este hábitat, en conjunto, se obtuvo una diversidad igual a la que tendría una comunidad teórica de 4,44 familias de enemigos naturales en la que todas ellas tuvieran la

misma abundancia. Esta diversidad de familias resultó ser 1,45 veces superior a la encontrada en el año 2011 para el mismo tipo de hábitat.

4.4.5. Diversidad beta entre puntos de muestreo del agroecosistema viñedo

En la Tabla 10 se muestra la matriz de los índices de similitud de Bray-Curtis obtenidos entre los diferentes puntos de muestreo, con relación a la abundancia de familias de enemigos naturales. El dendrograma de similitud mostró tres grupos de puntos de muestreo (Figura 12). A su vez, dentro de los grupos I y II existen subgrupos con índices de similitud superiores a 0,8.

Tabla 10. Matriz de los índices de similitud de Bray-Curtis calculados entre los 17 puntos de muestreo situados en el agroecosistema viñedo. En negrita aparecen marcados los valores superiores a 0,8.

	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**
1	1	0.73	**0.91**	0.65	0.66	0.70	**0.85**	0.62	0.79	0.43	0.60	0.58	0.35	**0.84**	**0.84**	**0.80**	0.59
2	0.73	1	0.72	**0.83**	0.53	**0.86**	0.63	0.75	0.66	0.51	0.72	0.47	0.25	0.61	**0.82**	0.55	0.69
3	**0.91**	0.72	1	0.66	0.68	0.76	**0.81**	0.56	**0.85**	0.37	0.56	0.63	0.37	0.78	**0.80**	0.77	0.56
4	0.65	**0.83**	0.66	1	0.53	0.78	0.53	0.74	0.64	0.52	0.74	0.44	0.22	0.54	0.73	0.47	0.74
5	0.66	0.53	0.68	0.53	1	0.55	0.71	0.37	0.74	0.23	0.37	**0.84**	0.52	0.56	0.57	0.67	0.38
6	0.70	**0.86**	0.76	0.78	0.55	1	0.60	0.68	0.69	0.46	0.67	0.50	0.28	0.59	0.78	0.53	0.67
7	**0.85**	0.63	**0.81**	0.53	0.71	0.60	1	0.55	**0.80**	0.37	0.52	0.63	0.39	0.78	0.74	**0.94**	0.52
8	0.62	0.75	0.56	0.74	0.37	0.68	0.55	1	0.49	0.72	**0.83**	0.34	0.18	0.55	0.69	0.50	**0.82**
9	0.79	0.66	**0.85**	0.64	0.74	0.69	**0.80**	0.49	1	0.32	0.48	0.73	0.39	0.68	0.70	0.75	0.46
10	0.43	0.51	0.37	0.52	0.23	0.46	0.37	0.72	0.32	1	0.72	0.22	0.11	0.45	0.48	0.35	0.69
11	0.60	0.72	0.56	0.74	0.37	0.67	0.52	**0.83**	0.48	0.72	1	0.33	0.18	0.53	0.67	0.47	**0.84**
12	0.58	0.47	0.63	0.44	**0.84**	0.50	0.63	0.34	0.73	0.22	0.33	1	0.59	0.49	0.51	0.60	0.32
13	0.35	0.25	0.37	0.22	0.52	0.28	0.39	0.18	0.39	0.11	0.18	0.59	1	0.29	0.29	0.37	0.18
14	**0.84**	0.61	0.78	0.54	0.56	0.59	0.78	0.55	0.68	0.45	0.53	0.49	0.29	1	0.75	0.78	0.52
15	**0.84**	**0.82**	**0.80**	0.73	0.57	0.78	0.74	0.69	0.70	0.48	0.67	0.51	0.29	0.75	1	0.69	0.64
16	**0.80**	0.55	0.77	0.47	0.67	0.53	**0.94**	0.50	0.75	0.35	0.47	0.60	0.37	0.78	0.69	1	0.45
17	0.59	0.69	0.56	0.74	0.38	0.67	0.52	**0.82**	0.46	0.69	**0.84**	0.32	0.18	0.52	0.64	0.45	1

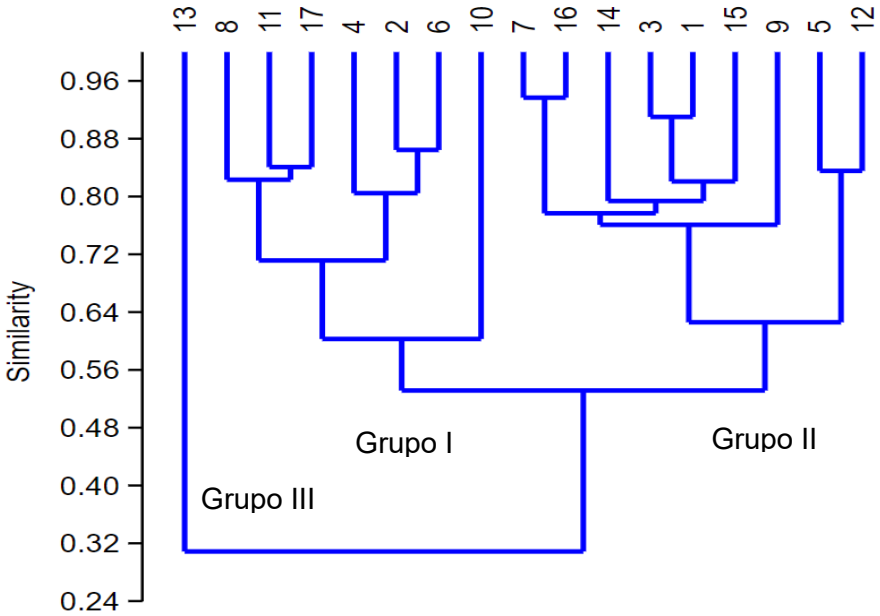

Figura 12. Dendrograma de similitud del índice de Bray-Curtis de los 17 puntos de muestreo situados en el agroecosistema viñedo.

4.4.6. Influencia de los parches adyacentes sobre la biodiversidad de enemigos naturales del agroecosistema viñedo

Con respecto a los análisis que relacionan la proporción de los usos del suelo incluidos dentro las tres zonas de influencia establecidas alrededor de cada punto de muestreo (50, 100 y 150 m de radio) con la biodiversidad de enemigos naturales, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres grupos de puntos de muestreo, ni en relación con la abundancia de individuos ni en relación con la riqueza de familias. Tampoco se encontraron diferencias cuando los datos se compararon entre años de muestreo (Tabla 11).

Tabla 11. Estadísticos obtenidos en los test no paramétricos de Kruskal-Wallis aplicados a las agrupaciones establecidas con el dendrograma de similitud, considerando los parámetros de abundancia y riqueza de familias de enemigos naturales y considerando las 3 zonas de influencia (50, 100 y 150 m de radio) alrededor de cada punto de muestreo.

		Bray-Curtis				Búffer 50-100-150			
Año	**Parámetro**	**df**	χ^2	**p**	**H**	**df**	χ^2	**p**	**H**
2012+2013	Abundancia	2	1,199,295	0,549	0.672	2	1,479,630	0,477	1.98
	Riqueza	2	8,303,241	0,307	11.69	2	1,087,798	0,581	1.02
2012	Abundancia	2	1,446,181	0,485	1.74	2	1,479,630	0,477	1.98
	Riqueza	2	3,453,125	0,178	0.66	2	3,486,574	0,174	6.16
2013	Abundancia	2	4,032,051	0,133	7.27	2	1,479,630	0,477	2.23
	Riqueza	2	3,661,538	0,160	4.33	2	1,087,798	0,580	1.33

Df: grados de libertad; χ^2: chi-cuadrado observado; p: p-valor para α = 0,05 p); H: estadístico de contraste.

4.5. Discusión

Al igual que se hizo en el capítulo anterior, se recurre a un análisis a baja resolución taxonómica (nivel de familia) para estudiar la biodiversidad de los enemigos naturales, pero ahora de los agroecosistemas vitícolas integrados en el paisaje estudiado. Como ya se ha comentado, el uso de este nivel taxonómico reduce el tiempo y el esfuerzo que requiere la identificación a nivel de especie y permite diseños más ambiciosos de muestreo sin depender de taxónomos especialistas (Biaggini *et al.*, 2007; Wilkie *et al.*, 2003). Además, en diferentes ocasiones se ha establecido que la riqueza del nivel taxonómico de familia es, también, un buen predictor de la riqueza de especies para una variedad de grupos y regiones, incluidos grupos de insectos como el orden Lepidoptera (Williams y Gaston, 1994). Así, los ejemplares de artrópodos capturados en los 17 puntos de muestreo distribuidos por los agroecosistemas

vitícolas se clasificaron hasta el nivel taxonómico de familia, lo que no impidió obtener información útil sobre la abundancia, la riqueza y la biodiversidad de enemigos naturales de plagas, en relación con las características del paisaje.

En línea con lo expuesto en el párrafo anterior, trabajar con el nivel taxonómico de familia permite alcanzar, con esfuerzos de muestreo menores, la fase asintótica de las curvas de acumulación, consiguiendo con ello una elevada completitud de inventario de forma más rápida. En el caso del presente trabajo, cuando se representó el número de familias identificadas en función del número total de ejemplares capturados en los dos años de muestreo, el extremo superior de la curva llegó a ser paralelo al eje x (Figura 11), lo que indicó que la completitud del inventario fue del 100%. Consistentemente con este resultado, el número total de familias observadas coincidió con el predicho por los estimadores Chao 1 y Chao 2. Además, los índices de completitud calculados a partir de estos estimadores fueron del 100% en ambos casos. Por tanto, se puede concluir que también se ha obtenido información fiable sobre las familias raras que están representadas solo por uno o dos individuos (Chao 1) y de aquellas que lo son porque individuos pertenecientes a ellas aparecen solo en una o dos muestras (Chao 2) (Moreno and Halffter, 2001).

Tal como ha sido señalado por numerosos autores y ha sido observado en el propio capítulo I de la presente tesis, la composición y estructura del mosaico paisajístico influye en la abundancia, riqueza y diversidad de taxones, entre ellos, los que incluyen enemigos naturales de plagas. En base a ello, en el presente capítulo se analizó la presencia de familias de enemigos naturales desde las tres perspectivas siguientes: 1) niveles de abundancia, riqueza y

diversidad dentro de la matriz de viñedo; 2) grado de asociación entre las familias con respecto a sus niveles de abundancia; y 3) respuesta multiescalar a la cercanía a la vegetación circundante, de la abundancia y riqueza de las familias de enemigos naturales que se encuentran dentro de la matriz de viñedo.

La observación de los resultados obtenidos en el presente capítulo, evidencia que dentro de la matriz de viñedo se encuentra una destacable abundancia, riqueza y diversidad de enemigos naturales, en este caso pertenecientes a 9 órdenes y 27 familias de artrópodos (con una diversidad verdadera ^{1}D de 4,44 familias efectivas), lo que vuelve a demostrar, al igual que se observó con los resultados obtenidos en 2011 en ese mismo hábitat, que su integración dentro del paisaje es importante en la conservación en él de depredadores y parasitoides.

Si se comparan los resultados obtenidos en los años 2012 y 2013, se observa que en 2012 se capturaron 2,7 veces más individuos que en 2013. Esta importante diferencia pudo ser debida a las desiguales condiciones climáticas registradas entre ambos periodos de muestreo. Así, según los datos recogidos por la estación agroclimática situada en el área de estudio (Gobierno de La Rioja, 2016), el periodo mayo-junio fue más fresco y mucho más lluviosos en 2013 (Tª media: 13,7 ºC; precipitación acumulada: 117,9 l/m^2) que en 2012 (Tª media: 18,5 ºC; precipitación acumulada: 48,6 l/m2), lo que pudo influir negativamente sobre la actividad y la supervivencia de los insectos, tal como señalan algunos autores (Akhtar *et al*., 2018; Kasper *et al*., 2008; Norris *et al*., 2002).

La comparación entre los resultados obtenidos en el año 2011 y los dos años posteriores en el hábitat viñedo no muestra diferencias muy marcadas en cuanto al número de familias identificadas, a pesar de que el esfuerzo de muestreo fue más intenso en el conjunto de los años posteriores (tanto en el espacio como en el tiempo), siendo el número de individuos identificados 3,7 veces mayor entre 2012 y 2013. En 2011 se capturó un total de 24 familias, mientras que entre los muestreos de 2012 y 2013 las familias identificadas fueron 27. La familia Aphelinidae solo se encontró en viñedo en 2011, mientras que en los dos años siguientes aparecieron 4 familias nuevas: Dysderidae, Syrphidae, Mantidae y Hemerobiidae. Dado el escaso número de individuos capturados de ellas (entre 1 y 5, lo que equivale a una abundancia de 0,04-0,06 %) pueden ser consideradas como familias raras o esporádicas en viñedo, aunque también cabe la posibilidad de que los métodos de muestreo utilizados no sean los más adecuados para su captura. Así, dos de estas familias, Syrphidae y Hemerobiidae, tampoco se localizaron en ninguno de los hábitats estudiados durante 2011. Considerando todos los años del estudio, el número total de familias halladas en viñedo fue de 28. Con respeto a la abundancia relativa de cada familia dentro de su respectivo orden, las mayores diferencias con relación a los datos de 2011 se encontraron en: 1) Araneae, donde la familia Salticidae pasó a ser la más abundante, en detrimento de Lycosidae; 2) Diptera, donde los Tachinidae se convirtieron en los enemigos naturales más importantes de este orden; y 3) Hymenoptera, orden en el que los parasitoides de las familias Ichneumonidae, Braconidae y Pteromalidae aumentaron sus abundancias relativas.

Con respecto a la diversidad verdadera de familias en el agroecosistema viñedo, si se compara el dato del estudio de 2011 con el de los dos años siguientes, el resultado fue 1,45 veces superior en el periodo 2012-2013 (^1D = 4,44) que en 2011 (^1D = 3,05), pero hay que tener en cuenta que el esfuerzo de muestreo no es comparable, ya que el número de trampas colocadas y el periodo de tiempo empleado para el muestreo fue muy inferior en 2011.

Los índices de similitud de Bray-Curtis obtenidos entre los diferentes puntos de muestreo con relación a la abundancia de familias de enemigos naturales, muestra la existencia de tres grupos de esos puntos (Figura 12). En los grupos I y III destacan como más abundantes las familias Formicidae, Carabidae, Staphylinidae y Coccinellidae, mientras que en el grupo II se presenta la mayor abundancia en las familias Anthocoridae, Geocoridae, Dysderidae y Formicidae. Sin embargo, no se observó una diferencia clara entre estos grupos, lo que parece indicar que la matriz vitícola presenta una fuerte influencia en la presencia de enemigos naturales.

A día de hoy, son ya numerosos los estudios que han demostrado que tanto los elementos que forman parte de un paisaje agrícola como el grado de heterogeneidad existente dentro de los propios agroecosistemas integrados en él influyen de forma importante en la biodiversidad de organismos presentes en estos agroecosistemas, por ejemplo, en la de artrópodos y otros invertebrados (Bruggisser *et al.*, 2010; Di Giulio *et al.*, 2001; Sirami *et al.*, 2019; Thomson and Hoffmann, 2009; Paiola *et al.*, 2020; Tscharntke *et al.*, 2007). Así, las comunidades de artrópodos que se encuentran en los agroecosistemas se ven influenciadas por el paisaje que los rodea (Cardarelli and Bogliani, 2014; Dauber *et al.*, 2003; Diekötter *et al.*, 2010). Finamente, también conviene

destacar que las causas responsables de estos efectos son diferentes y afectan en desigual medida a las distintas especies de organismos vivos (Newton, 2004; Donald and Evans, 2006).

Cuando en el presente trabajo se analizó la respuesta multiescalar de la abundancia y riqueza de las familias de enemigos naturales que se encuentran dentro de la matriz de viñedo a la cercanía a la vegetación circundante considerando zonas de influencia a 50, 100 y 150 m alrededor de los puntos de muestro, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en base a estas distancias en ningún caso (Tabla 11) lo que implica una fuerte anidación de los enemigos naturales en esa matriz. Cuando se analizan ejemplos en la bibliografía, como el de Isaia *et al.* (2006), en los que sí se ha reportado que la composición de la comunidad de ciertos taxones de artrópodos dentro de los ecosistemas vitícolas se ve influenciada por la estructura del paisaje, se observa que, en muchos casos, se trata de entornos caracterizados por incluir viñedos pequeños, amplias áreas naturales y una importante heterogeneidad de ese paisaje. De modo paralelo, Valdés *et al.* (2019) demostraron que los parches de bosques grandes y pequeños integrantes de paisajes agrícolas tienen la capacidad de ofrecer un flujo considerable de servicios ecosistémicos, pero son los más pequeños los que tienen el mayor potencial en este sentido, especialmente cuando son antiguos, posiblemente debido al efecto borde, que puede mejorar el potencial de entrega de varios de esos servicios. Por su parte, Judt *et al.* (2019) reportaron que la abundancia de enemigos naturales fue menor en viñedos rodeados de una mayor proporción de otros viñedos y que la abundancia de arañas aumentó cuando el viñedo se encontraba rodeado por otros cultivos; estos

autores analizaron la estructura del paisaje considerando un radio de 750 m alrededor de los viñedos estudiados (tomado como referencia el centro de los mismos).

Parece por tanto que, en el presente trabajo, la presencia de distintos hábitats naturales de tamaños diferentes y a distintas distancias respecto a los puntos de muestreo, no fue suficiente como para afectar de modo diferencial y significativo a la abundancia y riqueza de las familias de enemigos naturales capturadas en esos puntos. A este respecto, no hay que olvidar que factores tales como la conectividad entre parches y la existencia de diferencias no muy grandes en la estructura, composición y distribución espacial de la vegetación de los parches que forman parte del paisaje favorece el mantenimiento de un acervo común de especies (Rinaldi and Trinca, 2008). En definitiva, los resultados encontrados a este respecto en el presente capítulo muestran la necesidad y la importancia de realizar un trabajo específico para evaluar las distancias mínimas y máximas a las cuales las manchas del mosaico paisajístico influyen en la presencia de enemigos naturales en los agroecosistemas que forman parte del mismo, influencia que dependerá también de lo heterogéneo que sea ese paisaje en cuanto a composición y estructura.

4.6. Conclusiones

1. Considerando el conjunto de todas las capturas, en el agroecosistema viñedo se identificaron, hasta el nivel taxonómico de familia, 8159 ejemplares de artrópodos (5972, en 2012 y 2187, en 2013) pertenecientes a 27 familias que contienen especies

depredadoras y parasitoides. Estas familias están incluidas, a su vez, en los 9 órdenes siguientes: Araneae, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Mantodea, Neuroptera y Thysanoptera.

2. Teniendo en cuenta el total de ejemplares capturados, el extremo superior de la curva de acumulación de familias llega a ser paralelo al eje x, lo que indica que la completitud del inventario realizado fue del 100%.
3. Considerando las capturas obtenidas en los dos años y en los dos tipos de trampas, se obtuvieron índices de completitud del inventario de familias del 100 %, lo que permite concluir que el muestro fue adecuado.
4. La familia más abundante con diferencia fue Formicidae que incluyó el 60,1% del total de individuos capturados, seguida de Carabidae cuya abundancia descendió ya al 12,1% de la total.
5. A nivel de orden, si se excluyen los ejemplares de la familia Formicidae, destaca por su abundancia Coleoptera, con el 27,5% del total de individuos recolectados.
6. Los órdenes Dermaptera, Neuroptera y Mantodea estuvieron presentes en el inventario, pero resultaron ser muy poco abundantes.
7. En 2012 y 2013 se obtuvo para el agroecosistema viñedo un valor de la diversidad verdadera de 4,44 familias efectivas, diversidad que resultó ser 1,45 veces superior a la encontrada en el año 2011 para el mismo tipo de hábitat.

8. El dendrograma de similitud del índice de Bray-Curtis mostró tres grupos de puntos de muestreo, existiendo subgrupos con índices de similitud superiores a 0,8 dentro de dos de ellos. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres grupos de puntos de muestreo, ni en relación con la abundancia de individuos ni en relación con la riqueza de familias. Tampoco se encontraron diferencias cuando los datos se compararon entre años de muestreo.
9. En el paisaje vitícola estudiado, la proporción de usos del suelo en las tres zonas de influencia establecidas alrededor de cada punto de muestreo (50, 100 y 150 m de radio) no provocó la aparición de diferencias estadísticamente significativas entre los tres grupos de puntos ni en relación con la abundancia de individuos ni en relación con la riqueza de familias.

4.7. Bibliografía

Akhtar, T., Aziz, M.A., Naeem, M., Ahmed, M.S., Bodlah, I., 2018. Diversity and relative abundance of pollinator fauna of canola (*Brassica napus* L. Var Chakwal Sarsoon) with managed *Apis mellifera* L. in Pothwar Region, Gujar Khan, Pakistan. Pak. J. Zool. 50, 567-573. https://doi.org/10.17582/journal.pjz/2018.50.2.567.573

Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., Corti, C., 2007. The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 122, 183-191. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.032

Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27, 325-349. https://doi.org/10.2307/1942268

Brown, B.V., 2009. Introduction. En: Brown, B.V., Borkent, A., Cumming, J.M., Wood, D.M., Woodley, N.E., Zumbado, M.A, (eds.). Manual of Central American Diptera. Vol. 1. NRC CNRC Research Press, Ottawa. pp: 1-7.

Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., Bacher, S., 2010. Effects of vineyard

management on biodiversity at three trophic levels. Biol. Conserv. 143, 1521-1528, https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.03.034

Canard, M., 2001. Natural food and feeding habits of lacewings. En: McEwen, P.K., New, T.R., Whittington, A.E. (eds.). Lacewings in the crop environment. Cambridge University Press, Cambridge. pp: 116-129.

Cardarelli, E., Bogliani, G., 2014. Effects of grass management intensity on ground beetle assemblages in rice field banks. Agric. Ecosyst. Environ. 195, 120-126, https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.05.004

Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V., 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. Agric. Ecosyst. Environ. 98, 321-329, https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00092-6

Di Giulio, M., Edwards, P.J., Meister, E., 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: roles of management and landscape structure. J. Appl. Ecol. 38, 310-319. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00605.x

Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., Birkhofer, K., 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. Agric. Ecosyst. Environ. 137, 108-112, https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2010.01.008

Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. J. Appl. Ecol. 43, 209-218. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x

Dumbardon-Martial, E., 2016. Pollen feeding in the larva of *Toxomerus pulchellus* (Diptera, Syrphidae). Bulletin de la Société Entomologique de France 121(4), 413-420. https://doi.org/10.1080/00222930802610576

Gemini, M., 2000. Antagonistes de la cicadelle verte et des vers de la grappe dans le vignoble valaisain et les milieux environnats. Revue suisse Vitic. Arboric. Hortic 32(3), 153-160

Gobierno de La Rioja, 2016. Información agroclimática. Red de estaciones agroclimáticas SIAR: Logroño. Datos disponibles *on line*: https://www.larioja.org/agricultura/es/informacion-agroclimatica/consulta-personalizada

Hammer, D.A.T., Ryan, P.D., Hammer, Ø., Harper, D.A.T., 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica. 9 pp.

Inouye, D., Larson, B.M.H., Ssymank, A., Kevan, P.G., 2015. Flies and flowers III: Ecology of foraging and pollination. J. Pollinat. Ecol. 16, 115-133. http://dx.doi.org/10.26786/1920-7603%282015%2915

Isaia, M., Bona, F., Badino, G., 2006. Influence of landscape diversity and agricultural practices on spider assemblage in Italian vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). Environ. Entomol. 35, 297-307, https://doi.org/10.1603/0046-225X-35.2.297

Jacas, J., Urbaneja, A., García-Marí, F., 2008. Artrópodos depredadores. En:

Jacas, J.A. y Urbaneja. A. (eds.). Control biológico de plagas agrícolas. Ed. Phytoma-España. Valencia. pp: 39-56

Judt, C., Guzmán, G., Gómez, J.A., Cabezas, J.M., Entrenas, J.A., Winter, S., Zaller, J.G., Paredes, D., 2019. Diverging effects of landscape factors and inter-row management on the abundance of beneficial and herbivorous arthropods in andalusian vineyards (Spain). Insects 10, 320. https://doi.org/10.3390/insects10100320

Kasper, M.L., Reeson, A.F., Mackay, D.A., Austin, A.D., 2008. Environmental factors influencing daily foraging activity of *Vespula germanica* (Hymenoptera, Vespidae) in Mediterranean Australia. Insectes Soc. 55, 288–295. https://doi.org/10.1007/s00040-008-1004-7

Lobo, J.M., 2008. Database records as a surrogate for sampling effort provide higher species richness estimations. Biodivers. Conserv. 17, 873-881. https://doi,org/10,1007/s10531-008-9333-4

Magurran, A. E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell. Malden

McEwen, P., New, T.R., Whittington, A.E. (eds.). 2001. Lacewings in the Crop Environment. Cambridge University Press, Cambridge. 546 pp.

Monserrat, V.J., 2015. Los hemeróbidos de la Península Ibérica y Baleares (Insecta, Neuropterida, Neuroptera: Hemerobiidae). Graellsia 71(2): e026. http://dx.doi.org/10.3989/graellsia.2015.v71.129.

Moreno, C.E., Halffter, G., 2001. Spatial and temporal analysis of α, β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. Biodivers. Conserv. 10, 367-382. https://doi.org/10.1023/A:1016614510040

Nelson, E.H., Hogg, B.N., Mills, N.J., Daane, K.M., 2012. Syrphid flies suppress lettuce aphids. BioControl 57, 819-826. https://doi.org/10.1007/s10526-012-9457-z

New, T.R., 1975. The biology of Chrysopidae and Hemerobiidae (Neuroptera), with reference to their usage as biocontrol agents: a review. Transactions of the Royal Entomological Society of London 127, 115-140. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1975.tb00561.x

New, T.R., 1988. Neuroptera. En: Harrewijn, P., Minks, A.K. (eds.). Aphids, their biology, natural enemies and control. Vol. 2B. Elsevier, Amsterdam. pp: 249-258.

Newton, I., (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors andconservation actions. Ibis 146, 579-600. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x

Norris, R.J., Memmott, J., Lovell, D.J., 2002. The effect of rainfall on the survivorship and establishment of a biocontrol agent. J. Appl. Ecol. 39, 226-234. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00712.x

Paiola, A., Assandri, G., Brambilla, M., Zottini, M., Pedrini, P., Nascimbene, J., 2020. Exploring the potential of vineyards for biodiversity conservation and delivery of biodiversity-mediated ecosystem services: A global-scale

systematic review. Sci. Total Environ. 706, 135839, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135839

Rinaldi, I.M., Trinca, L., 2008. Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in Sã,o Paulo State Brazil. Acta Biol. Parana. 37, 165-180

Rojo, S., Gilbert, F., Marcos-García, M.A., Nieto, J.M., Mier, M.P., 2003. A world review of predatory hoverflies (Diptera. Syrphidae: Syrphinae) and their prey. Centro Iberoamericano de la Biodiversidad, CIBIO, Alicante. 319 pp

Rotheray, G.E., 1993. Colour guide to hoverfly larvae (Diptera. Syrphidae) in Britain and Europe. Dipterists Digest 9, 1-156

Rotheray, G.E., Gilbert, F., 1999. Phylogeny of Palaearctic Syrphidae (Diptera): evidence from larval stages. Zool. J. Linn. Soc. 127, 1-112. https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1999.tb01305.x

Schmidt, M., Thewes, U., Thies, C., Tscharntke, T., 2004. Aphid suppression by natural enemies in mulched cereals. Entomologia Experimentalis et Applicata 113(2), 87-93. https://doi.org/10.1111/j.0013-8703.2004.00205.x

Schroeder, P.J., Jenkins, D.G., 2018. How robust are popular beta diversity indices to sampling error? Ecosphere 9, Article e02100. https://doi.org/10.1002/ecs2.2100

Sirami, S., Gross, N., Baillod, A.B., Bertran, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle. C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Boscha, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-García, M.A., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, Ouin, A., Brotons. Ll., Martin, J.L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. PNAS 13, 16442-16447. https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116

Smith, B.C., Coppel, H.C., 1957. Releases in North America and reviews of bionomics in Europe of insect predators of the balsam wooly aphid, *Adelges piceae* (Ratz.) (Homoptera: Adelgidae). Can. Entomol. 89, 410-420. https://doi.org/10.4039/Ent89410-9

Soberón, J., Llorente, J., Oñate, L., 2000. The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papillionid and Pierid butterflies. Biodivers. Conserv. 9, 1441-1466. https://doi.org/10.1023/A:1008987010383

Ssymank, A., Kearns, C., 2009. Flies-pollinators on two wings. En: Ssymank, A., Hamm, A., Vischer-Leopold, M. (eds.). Caring for pollinators - safeguarding agro-biodiversity and wild plant diversity. Bundesamt für Naturschutz. pp: 39‑52.

Statsoft Inc., 2004. Statistica: data analysis software system, version 7. Tulsa.

Disponible en: http://www.statsoft.com

Thomson, L.J., Hoffmann, A.A., 2009. Vegetation increases the abundance of natural enemies in vineyards. Biol. Control 49, 259–269. https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2009.01.009

Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Nouhuys, S. van, Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. Biol. Control 43, 294-309, https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2007.08.006

Valdés, A., Lenoir, J., Frenne, P., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrerie, O., Cousins, S.A.O., Deconchat, M., De Smedt, P., Diekmann, M., Ehrmann, S., Gallet-Moron, E., Gärtner, S., Giffard, B., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Le Roux, V., Liira, J., Lindgren, J., Martin, L., Naaf, T., Paal, T., Proesmans, W., Scherer-Lorenzen, M., Wulf, M., Verheyen, K., Decocq, G., 2019. High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. J. App. Ecol. 57, 4-16. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13537

Wilkie, L., Cassis, G., Gray, M., 2003. A quality control protocol for terrestrial invertebrate biodiversity assessment. Biodivers. Conserv. 12, 121-146. https://doi.org/10.1023/A:1021242329800

Williams, F.X., 1927. The brown Australian lacewing (*Micromus vinaceus*). Hawaiian Planter‘s Record 31, 246–249.

Williams, P.H., Gaston, K.J., 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? Biol. Conserv. 67, 211–217. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90612-2