



**Centro: Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes.**  
**Plan: Máster en Ingeniería de Montes.**  
**Evidencia: C6\_E39\_Ejemplo TFM con la calificación más alta y más baja\_Máster en Ingeniería de Montes.**

Alumno	Título	Nota	Director/es	Área
Katherine Onoszko (2020/2021)	Relationship of herbaceous diversity patterns with oak decline in dehesa agro-silvo-pastoral system ( <i>Patrones de diversidad de herbáceas en la dehesa y su relación con la presencia de patógenos exóticos invasores</i> )	10 (Matrícula de Honor)	Pablo González-Moreno (Contratado Juan de la Cierva)	Ingeniería Agroforestal
			Francisco José Ruiz Gómez (Investigador contratado)	Ingeniería Agroforestal
Pedro Pérez Serrano (2020/2021)	Utilizando información meteorológica para el estudio fenológico de la vegetación de alta montaña mediterránea: aplicación al piornal de Sierra Nevada	9 (Sobresaliente)	M <sup>a</sup> José Polo Gómez (Catedrática de Universidad)	Ingeniería Hidráulica
			Rafael Pimentel Leiva (Investigador contratado)	Ingeniería Hidráulica

# MASTER'S THESIS

## *Relationship of herbaceous diversity patterns with oak decline in dehesa agro-silvo-pastoral system*



Katherine Onoszko

Biology Master of Science



Technische Universität Dresden, Germany  
Universidad de Córdoba, Spain  
August 2021

**Supervisor:** Prof. Dr. rer. nat. habil. Christoph Neinhuis (Technische Universität Dresden), Dr. Pablo González-Moreno (Universidad de Córdoba), Dr. Francisco José Ruiz Gómez (Universidad de Córdoba)

**Author:** Katherine Onoszko

**Name of department:** Department for Biology (Technische Universität Dresden), Department of Forestry Engineering (Universidad de Córdoba)

**Title:**

**(ENG)** *Herbaceous diversity patterns in the pasture and their relationship with the presence of invasive exotic pathogens.*

**(ESP)** *Patrones de diversidad de herbáceas en la dehesa y su relación con la presencia de patógenos exóticos invasores.*

**(GER)** *Biodiversitätsmuster der kräutigen Pflanzen in dem spanischen dehesa Ökosystem (Weiden) und ihr Zusammenhang mit dem Vorkommen invasiver exotischer Krankheitserreger.*

**Front page photo:** *dehesa*, Sierra de Aracena (Huelva), Spain. ©Katherine Onoszko

# Contents

List of figures .....	4
List of tables.....	4
Acknowledgements .....	5
Summary.....	6
Summary in English .....	6
Summary in Spanish .....	7
Summary in German .....	8
Introduction.....	9
<i>Dehesa</i> : the background .....	9
The rising pressure of global change on <i>dehesa</i> .....	10
Biodiveristy.....	13
Problem Statement .....	15
Methods .....	16
Study area .....	16
Analysis of the herbaceous samples .....	19
Preparing and Storing Herbarium Specimens.....	20
Biomass Estimation .....	20
Diversity indices .....	21
Environmental information.....	22
Data Analysis and Software.....	24
Results .....	25
Floristic composition of the herbaceous layer.....	25
Herbaceous biomass beneath the canopy .....	26
Richness.....	28
Shannon and Simpson index .....	29
Influence of <i>Phytophthora cinnamomi</i> presence.....	30
Discussion .....	32
Floristic composition and richness .....	32
Biomass .....	34
Shannon and Simpson biodiversity indices .....	35
<i>Phytophthora cinnamomi</i> .....	36
Conclusions.....	38
Future research areas in the biodiversity of pastures in dehesas.....	39
Bibliography.....	40
Declaration of authorship .....	45
Appendix.....	46

## List of figures

Figure 1: Distribution of holm oak <i>dehesas</i> in Andalusia. ....	9
Figure 2: Defoliation levels of <i>Quercus ilex</i> . ....	11
Figure 3: Location of the study area in Los Pedroches Valley and Sierra de Aracena.....	16
Figure 4: Schematic plot presentation and organization of its inventory .....	18
Figure 5: Herbaceous functional groups .....	25
Figure 6: Most abundant species of herbaceous plants. ....	26
Figure 7: Average dry matter weight of the biomass.....	27
Figure 8: Biomass values within plots .....	27
Figure 9: Influence of the tree crown size on biomass. ....	28
Figure 10: Richness values .....	29
Figure 11: Values of Shannon and Simpson index. ....	30
Figure 12: <i>Phytophthora cinnamomi</i> influence on Shannon and Simpson index .....	31

## List of tables

Table 1: Monthly values of climatological data and elevation of each plot. ....	17
Table 2: Variables selected for the tree and environmental plot characterization. ....	23
Table 3: Size effects comparison between province and presence of <i>P. cinnamomi</i> in the Two-way ANOVA model for Shannon and Simpson indices.....	31
Table 4: Results of the statistical analysis (ANOVA) of diversity variables regarding <i>P. cinnamomi</i> presence in the plots.....	31

## Acknowledgements

First and foremost, I would like to express my deepest gratitude to my thesis advisors at the Universidad de Córdoba, Dr. Pablo González-Moreno and Dr. Francisco José Ruiz Gómez for their continuous support, guidance, insightful discussions, and helpful comments on the manuscript. Their passion towards research work was the biggest motivational factor for me. They taught me to view a scientific work as an adventure which has led me to enjoy the challenges during the project. Without his guidance and persistent help this thesis would not have been possible. Moreover, I would thank Prof. Ángel Lora González for his help with species recognition, valuable suggestions and encouraging words.

I would like to thank my advisor at the Technische Universität Dresden, Prof. Dr. rer. nat. habil. Christoph Neinhuis for his remote support and valuable advices. He consistently allowed this paper to be my own work but steered me in the right direction and helped by organisation the thesis at my home University.

I must express my very profound gratitude to all workers and trainees at the Department of Forestry Engineering at the Universidad de Córdoba. Their company and help in the field and laboratory will be always remembered.

I would also like to show gratitude to Dr. Frank Müller, who was one of my first-year botany professors at Technische Universität in Dresden. His teaching style and enthusiasm for the topic made a strong impression on me and I have always carried positive memories of his practical classes with me.

And finally, thanks to my Family, especially my Father and Grandfather for teaching me to respect appreciate nature, and the Family Chaves Muñoz, who endured this long process with me, always offering support, love and Salmorejo.

This work was supported by the Universidad de Córdoba (Spain), within the DiverSOS pilot project and by using data of the forest health monitoring network SEDA (ICP Forest environmental monitoring network, level I). This Master's Thesis is the culmination of five exciting years of studying at the Technische Universität Dresden, Germany to become a MSc in Biology and one inspiring and challenging year at the Universidad Córdoba, Spain, studying at the Department of Forest Engineering. The present work was carried out from March to August 2021 in the research group ERSAF (Evaluación y Restauración de Sistemas Agrícolas y Forestales) at the Department of Forest Engineering, University of Córdoba, Spain.

## Summary

### Summary in English

*Dehesa* is a unique ecosystem that integrates trees, livestock and pasture and is mostly used for extensive farming taking advantage of the limiting resources of the territory, making agro-pastoral production compatible with sustainability. Such systems are associated with high biodiversity and provide important natural resources and ecosystem services. However, in the last decades a manifold of factors is causing decline in tree vitality, density, and coverage leading to long-term changes in species composition and ecosystem structure. One of the main factors contributing to tree loss is the oak decline (so-called "*La seca*"). In this Master's Thesis, the relationship of herbaceous diversity patterns with environmental characteristics and the state of the holm oak (*Quercus ilex* L.) was analysed in *dehesa* stands in the Los Pedroches Valley in the North of Córdoba Province and in the Sierra de Aracena in the region of Huelva (both situated in Andalusia, southern Spain). The secondary goal was the study of biodiversity of herbaceous plants in *dehesas* at different scales (regional, plot and the tree), identifying the main patterns in relation to a climatic and aspect gradient. Moreover, this project aimed to quantify the effect of the phytosanitary status of the trees on the biodiversity of herbaceous plants, as well as the possible interaction with the presence of biotic agents including *Phytophthora cinnamomi*. The alpha diversity through measurement of, Shannon- and Simpson indices, species richness and the biomass was examined. During the spring of 2021 by the using of 0.25 m<sup>2</sup> subplots, the richness of herb layer, its biomass and composition under the *Quercus ilex* canopy was investigated at north and south orientation (aspect) of the tree. It has been found that both investigated regions were dominated by forbs, followed by grasses and legumes functional groups. It could be showed that there were no significant differences in the richness of herbaceous communities beneath the oak tree between the two studied regions, although the quadrat aspect and soil clay content seem to be the most important variables associated with species richness. Univariate analysis revealed lower average dry biomass in the plots in the regions in the North of Córdoba than the areas in the Sierra de Aracena, indicating that there are other variables that correlate with the region. In the case of biomass temperature seems to be the most relevant factor. Furthermore, the average dry matter did not present significant differences regarding quadrat aspect. Although the importance of tree variables on dry matter levels is reflected in the high biomass variability within each plot, i. e. the higher biomass values could be observed by leaf loss greater than 90%. It was also found, that both Shannon and Simpson biodiversity indices showed a non-linear relation with defoliation, with the highest values in the moderate defoliation classes (leaf loss 11-60%) and the Shannon index correlates positively with the south aspect of the tree. Moreover, our results revealed a significant correlation between presence of the *P. cinnamomi* and biodiversity decay. The oomycete presence affects more the biodiversity in the region of Huelva than in the Los Pedroches Valley, showing the stronger effects in both Shannon and Simpson indices, possibly caused by higher annual precipitation in Sierra de Aracena than the Córdoba region.

## Summary in Spanish

La *dehesa* es un ecosistema único que integra árboles, ganado y pastos y se utiliza mayoritariamente para la agricultura extensiva aprovechando los recursos limitados del territorio, compatibilizando la producción agropastoral con la sostenibilidad. Estos sistemas están asociados a una gran diversidad biológica y proporcionan importantes recursos naturales y servicios ecosistémicos. Sin embargo, en las últimas décadas, varios factores están causando una disminución en la vitalidad, densidad y cobertura de los árboles que conforman la *dehesa*, lo que lleva a cambios a largo plazo en la composición de las especies y la estructura del ecosistema. Uno de los principales factores que contribuyen a la pérdida de árboles es el decaimiento de la encina ("*La seca*"). En este Trabajo de Fin de Master se analizó la relación de los patrones de diversidad herbácea con las características ambientales y el estado de la encina (*Quercus ilex* L.) en *dehesas* en el Valle de Los Pedroches en el Norte de la Provincia de Córdoba y en la Sierra de Aracena en la región de Huelva (situadas en Andalucía, sur de España). Se estudió la biodiversidad de plantas herbáceas en *dehesas* a diferentes escalas (regional, parcela y árbol), identificando los principales patrones en relación a un gradiente climático y la orientación del cuadrado. Además, este proyecto tuvo como objetivo cuantificar el efecto del estado fitosanitario de los árboles sobre la biodiversidad de las plantas herbáceas, así como la posible interacción con la presencia de agentes bióticos como *Phytophthora cinnamomi*. Se examinó la  $\alpha$ -diversidad mediante la medición de los índices de Shannon y Simpson, la riqueza de especies y la biomasa. Durante la primavera de 2021 se realizó un muestreo de la cobertura herbácea, utilizando cuadrados de muestreo de 50 x 50 cm (0.25 m<sup>2</sup>). Se investigó la riqueza de la capa herbácea, su biomasa y composición en la zona de transición bajo la copa de *Quercus ilex* en la orientación norte y sur del árbol. Se ha encontrado que ambas regiones investigadas estaban dominadas por plantas herbáceas de familias diferentes a *Poaceae* y *Fabaceae* (engl. "forbs"), seguidas por los grupos funcionales de gramíneas y leguminosas. Se pudo demostrar que no hay diferencias significativas en la riqueza de comunidades herbáceas debajo de la encina entre las dos regiones estudiadas, aunque la orientación del cuadrado y el contenido de arcilla del suelo parecen ser las variables más importantes asociadas con la riqueza de especies. El análisis univariado reveló menor biomasa promedio en las parcelas de las regiones del Norte de Córdoba que en las áreas de la Sierra de Aracena, lo que indica que existen otras variables que se correlacionan con la región. En el caso de la biomasa, la temperatura parece ser el factor más relevante. Además, la biomasa no presentó diferencias significativas con respecto a la orientación del árbol. Aunque la importancia de las variables de los árboles en los niveles de biomasa se refleja en la alta variabilidad dentro de cada parcela. Los valores más altos de biomasa podrían observarse en pies con defoliación superior al 90%. También se encontró que los índices de biodiversidad de Shannon y Simpson mostraron una relación no lineal con la defoliación, con los valores más altos en las clases de defoliación moderada (pérdida de hojas 11 - 60%). Además, nuestros resultados revelaron una correlación significativa entre la presencia de *P. cinnamomi* y decaimiento de la biodiversidad. La presencia del oomiceto afecta más a la biodiversidad en la región de Huelva que en el Valle de Los Pedroches, mostrando los efectos más fuertes tanto en los índices de Shannon como en Simpson, posiblemente



causados por mayores precipitaciones anuales en la Sierra de Aracena que en la región de Córdoba.

### Summary in German

Die *Dehesa* Spaniens ist ein Beispiel eines landwirtschaftlich genutzten mediterranen Ökosystems mit einer sehr hohen Biodiversität, das Bäume, Vieh und Weiden nachhaltig integriert. Das Managementsystem einer *Dehesa* ist aufgrund ihrer jahrhundertealten, traditionell sylvoagropastoralen Nutzung durch unterschiedliches Weidetier, extensiven Anbau von Nutzpflanzen sowie der Produktion von Feuerholz und Kork sehr komplex. In den letzten Jahrzehnten führten jedoch verschiedene Faktoren zu einem Rückgang der Vitalität, Dichte und Bedeckung der Bäume, was zu langfristigen Veränderungen der Artenzusammensetzung und der Ökosystemstruktur führt. Als einer der Hauptfaktoren des Baumverlusts kann man den großflächig umgreifenden Befall durch den parasitischen, bodenbürtigen Eipilz *Phytophthora cinnamomi* erwähnen, der zum massiven Baumsterben der Steineichen (*Quercus ilex* L.), führt. In dieser Masterarbeit wurde der Zusammenhang der Biodiversitätsmuster der kräutigen Pflanzen mit dem Zustand der Steineiche, Umweltfaktoren und dem Vorkommen invasiver exotischer Krankheitserreger untersucht. Die Forschung wurde in verschiedenen *Dehesa*-Beständen in Los Pedroches Valley im Norden der Provinz Córdoba und in der Sierra de Aracena in der Region Huelva (beide in Andalusien, Südspanien) durchgeführt. Darüber hinaus zielte dieses Projekt darauf ab, die Auswirkungen des phytosanitären Status der Bäume auf die Biodiversität von krautigen Pflanzen sowie die mögliche Interaktion mit dem Vorhandensein biotischer Faktoren einschließlich *Phytophthora cinnamomi* zu erforschen. Untersucht wurde die alpha-Diversität durch Messung von Shannon- und Simpson-Indizes, Artenreichtum und Biomasse der kräutigen Pflanzen. Im Frühling 2021 wurden mit Hilfe von 0,25 m<sup>2</sup> Quadrats Reichtum der Krautschicht, ihre Biomasse und die Artenzusammensetzung unter Baumkronen von *Quercus ilex* in Nord- und Südausrichtung des Baumes untersucht. Es wurde gezeigt, dass es zwischen den beiden untersuchten Regionen keine signifikanten Unterschiede im Artenreichtum in der Kronenprojektion der Steineiche gab, obwohl der Quadratsasrichtung und der Bodentongehalt die wichtigsten Variablen im Zusammenhang mit dem Artenreichtum zu sein scheinen. Die univariate Datenanalyse ergab eine niedrigere durchschnittliche Biomasse im Norden von Córdoba als in der Sierra de Aracena, was darauf hindeutet, dass es andere Aspekte gibt, die mit der Region korrelieren. Im Fall der Biomasse scheint es die Temperatur der relevanteste Faktor zu sein. Die Baumeigenschaften innerhalb jeder Parzelle scheinen relevanten Einfluss auf die Biomasse zu haben, beispielsweise die Biomasse korreliert positiv mit dem Blattverlust der Baumkrone größer als 90%. Darüber hinaus zeigte sowohl der Shannon- als auch der Simpson-Biodiversitätsindex einen nichtlinearen Zusammenhang mit dem Blattverlust der Steineiche, mit den höchsten Werten in den mittleren Defoliationsklassen (Blattverlust 11-60%). Der Shannon-Index korrelierte positiv mit der Südausrichtung des Baumes. Darüber hinaus zeigten unsere Ergebnisse eine signifikante Korrelation zwischen dem Vorhandensein von *P. cinnamomi* und dem Rückgang der Biodiversität, vor allem in der Region Huelva, was möglicherweise durch höhere jährliche Niederschläge in der Sierra de Aracena als in der Region Córdoba verursacht wurde.

# Introduction

## *Dehesa*: the background

Global change is threatening several ecosystems worldwide due to climate change, soil uses and alien invasive species introduction (Ruiz-Gómez et al., 2019). One of the ecological communities being affected by these processes are the Mediterranean savannah-like agroecosystems and native forests in the Iberian Peninsula known as *dehesas* (Ruiz-Gómez et al., 2019). These valuable and multifunctional environs are open woodlands, mostly created by agro-pastoral activities by the clearing of the natural understorey vegetation. The tree layer, dominated by the sclerophyllous perennial holm and cork oaks (*Quercus ilex* L. and *Quercus suber* L., respectively) is fundamental for the functionality of *dehesa*, being characterized by low canopy cover, xerophytic, sclerophyllous and perennial habit, and also morphology.

One of the Europe's greatest hotspots of this ecosystem is situated in the north-west region of Andalusia (south-west of the Iberian Peninsula, Spain), extending from the north-western mountains of the Jaen Province (Sierra Morena) and the Los Pedroches Valley located in the north of Córdoba Province, to the Andevalo region in the Huelva Province (Figure 1).

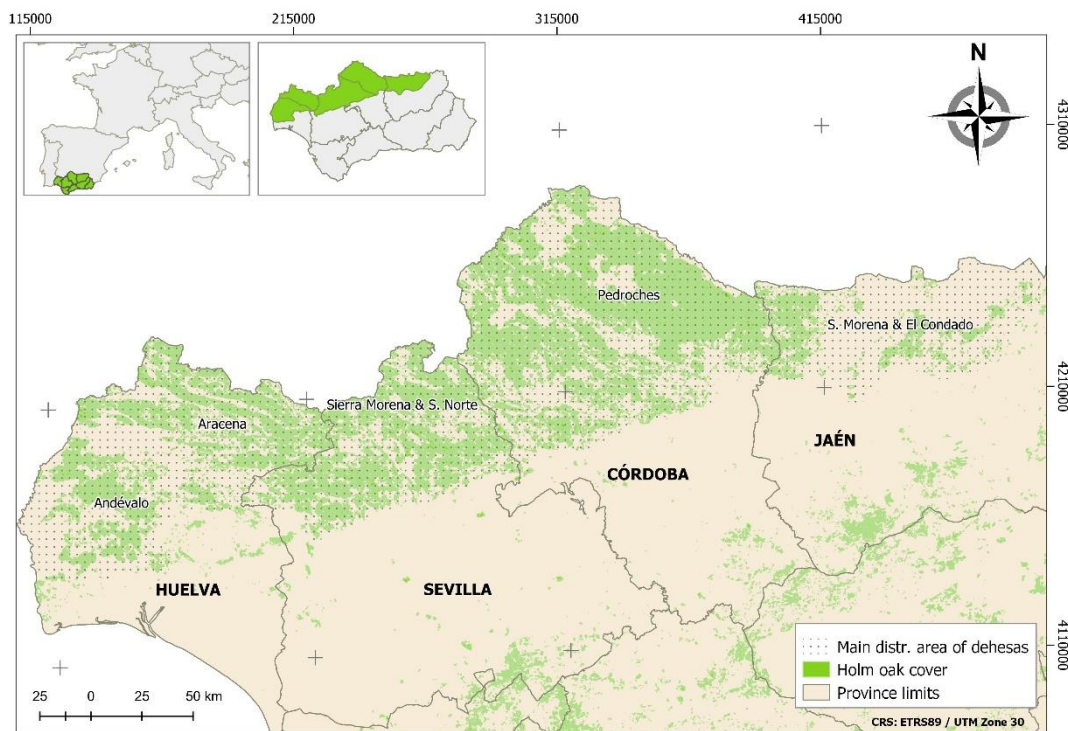


Figure 1: Distribution of holm oak dehesas in Andalusia.

The land use of this open savanna-like woodland is mostly destined to the multiple agrosilvopastoral utilization, where livestock rearing, agriculture, cork harvesting, forestry and hunting are combined. Historically, the meaning of the term *dehesa* from late Latin "*deffesa*" for defence, refers to an early system of fenced grazing land reserved

for cattle breeding, grazing and rest (Lloveras et al., 2006). From the economic point of view, this particular mediterranean scattered oak woodlands are used for the farming of free-range Iberian pigs (negro lampiño, negro entrepelado, colorado...), feeding with the holm oak's acorns considered to be the sweetest in Spain, giving the meat its unique flavour (Lloveras et al., 2006; Universidad de Córdoba, 1998). Nonetheless the grazing is significant from the ecological point of view as well. The pasture makes it possible to maintain a uniquely and determined structure and composition of the vegetation.

Holm oak is the species dominating the tree layer of these ecosystems, occupying more than the 67.5% of the estimated *dehesas* extension in Andalusia as the only species, and up to 13% mixed with cork oak (Costa Pérez et al., 2006). This shade-providing tree is accompanied in the typical *dehesas* configuration by pasture consisting of herbaceous plants, forbs, grass and almost absent shrub understory adapted to survive low soil fertility, prolonged hot and dry summers and mild, wet winters (Bélair et al., 2010; Ruiz-Gómez et al., 2019). The crown shape and density of the trees depends on the kind and intensity of the historical treatment applied to this seminatural ecosystem, what is a result of prolonged human action. Holm oak is an evergreen species with wide and extended crowns, every single tree developing a favourable microclimate over their crown projection due to the extremely dry and hot conditions in summer (Madrigal et al., 2008). Crown shadowing allows the protection of grass in poor soils under a semiarid, Mediterranean climate intercepting solar radiation, mitigating the evaporation of the soil water and reducing the drying effects of wind. All these factors, causing by the tree shadow contribute the increase of the biodiversity under every tree (Bélair et al., 2010).

### **The rising pressure of global change on *dehesa***

The ongoing, broadly understood global change is a major threat to the biological diversity and human welfare as well. Global change refers to interactions of the earth's biogeophysical systems with human activities. The alterations in the land-use and its intensification together with the rapidly changing climatic conditions and introduction of alien species are the major drivers of global and local biodiversity loss (Gallardo et al., 2017, 2019; Trumbore et al., 2015). Global change, often mistakenly considered only in the context of climate change, have a significant impact on the environment. Not only the rapid increase in temperature, CO<sub>2</sub> concentration and the occurrence of extreme weather events in recent years contribute to the loss of biodiversity and valuable ecological niches (Zimmerer, 2010). The Mediterranean basin is recognised as a one of the global biodiversity hotspots, with outstanding flora diversity of 15000 to 25000 species, according to a IUCN report (IUCN, 2008). Droughts, alien invasive species and overexploitation, all mainly caused by global change are important threats for the decline of Mediterranean biodiversity. The presence and rapid spread of invasive species also have an impact on the rapidly occurring changes in the natural environment. One of them, posing a great threat to *dehesa* sustainability and contributing to the loss of trees in holm oak is *Phytophthora cinnamomi*, a soil-borne plant pathogen. The rapid spread of this broad host range oomycete may be associated with global change, because of the increase in the traffic of goods and products in the last century, accompanied by a lack of adequate phytosanitary controls, together with climate change, leading to longer and

intense drought periods, accompanied with heavy rainfall episodes causing flooding and soil waterlogging, constituting favourable circumstances for the life cycle of *P. cinnamomi* (Ruiz-Gómez et al., 2019; Sena et al., 2018). The high soil moisture after intense rainfalls in areas with poor drained soils, can promote spore germination, dispersal (motility of *P. cinnamomi* zoospores) and plant infection (Domínguez-Begines et al., 2020). Moreover, the interaction between biotic and abiotic factors overstates the oak decline. It was demonstrated that holm oak responds with different mechanisms to drought and *P. cinnamomi* infection, and that the combination of both stress factors could trigger plant collapse in seedlings of holm oak, reducing their ability to tolerate the root rot (Ruiz Gómez et al., 2018; San-Eufrasio et al., 2021). The seedlings of cork oak and holm oak infected with this exotic oomycete, were more susceptible to drought, most likely due to combined effects of degraded vascular tissue and reduction in the root biomass, especially when drought follows temporary inundations (Corcobado et al., 2014). One of the visible symptoms associated to the holm oak decline is the crown transparency (i.e. defoliation) (Navarro Cerrillo et al., 2001; Navarro-Cerrillo et al., 2019) affecting directly to the ability of trees to provide shadow.

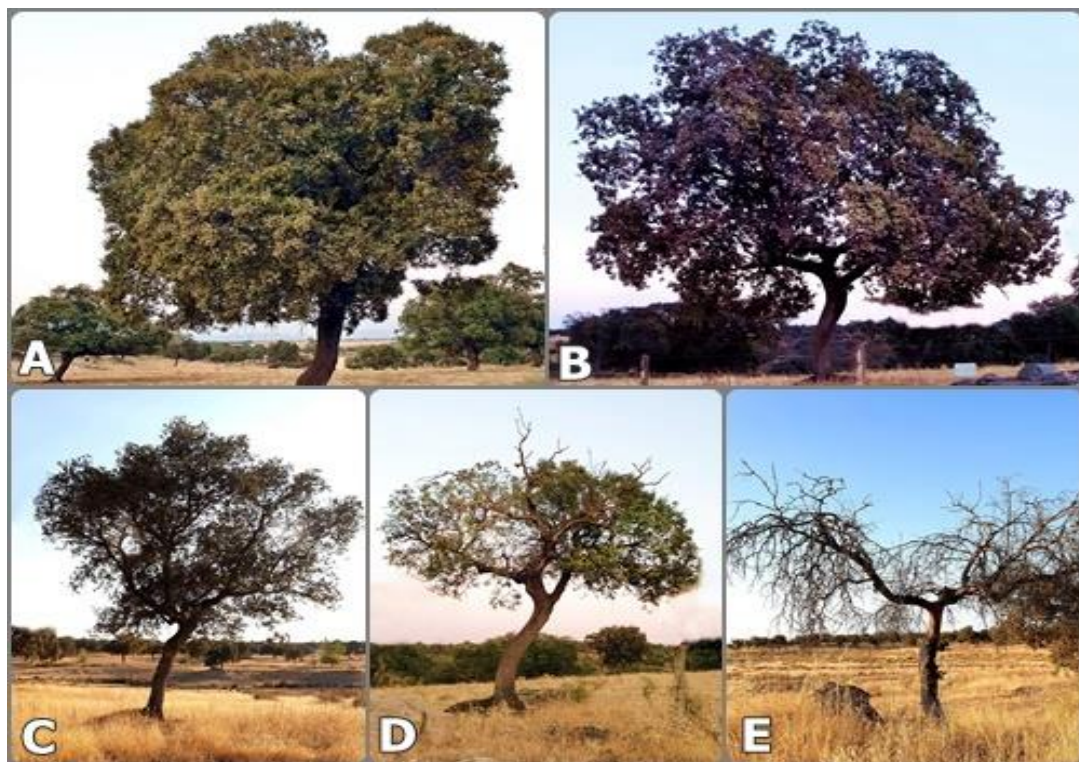


Figure 2: The phytosanitary status of the tree was characterized by estimating the defoliation percentage between 0 and 100. Defoliation was defined as the relative amount of missing leaves in the assessable crown as compared to a reference tree. Percentages were then transformed into five defoliation levels: level 0 = <10% of crown defoliation (A), level 1 = 11-25% of crown defoliation (B), level 2 = 26-60% of crown defoliation (C), level 3 = 61-90% of crown defoliation (D) and level 4 = >90% of crown defoliation (E). All the pictures were taken in the different dehesa stands in the Los Pedroches Valley in August 2021.

Moreover, forest management mistakes like damages to the trunk and branches with barking affecting the tissues and the bark, extremely climatic conditions like i. e. drought could lead to low biological resistance of the trees. Weakening of the forest ecosystems

could trigger outbreaks of diseases and pests (i. e. damages by defoliators insects) and thereafter to the development of drying processes of forests.

Although this symptom is unispecific and should not be used as direct indicator of the presence of the pathogen (Navarro-Cerrillo et al., 2019; Sánchez-Cuesta et al., 2021), there is no doubt that the root rot causes defoliation of holm oak trees, either through regressive crown tips dieback or overall crown transparency.

The knowledge of the susceptibility or resistance to the species of the plant community to diseases caused by invasive alien species is of great value for prevention treatments and designing disease control methods. For example, it has been proven that the cultivation of susceptible legume species such as the *Lupinus* spp. for the improvement of pastures, facilitates the propagation of *P. cinnamomi* (Serrano et al., 2010), or that several herb species natives from Iberian Peninsula pastures have allelopathic effects on *P. cinnamomi* (Rodríguez-Romero et al., 2021). Likewise, the use of plants of susceptible species such as *Quercus ilex* and *Quercus suber* in the reforestation of oak woodlands areas affected by the oomycete casts doubt on the restoration effort in these ecosystems.

Besides the enormous threat posed by invasive alien species, caused by constantly increasing global trade, there are some other important elements of global change. Extreme drought periods, caused by the global warming are associated to crown defoliation increases, and related to it drought-driven extreme forest fires in Mediterranean basin contribute to loss of trees and herbaceous plant layer (Médail, 2017). Other drivers influencing tree health status in *dehesas*, directly or indirectly related by global change, are the recurrence and intensity of insect pests, such as *Limantria* spp. or *Cerambyx* spp., or the land use changes, including agricultural intensification (Navarro Cerrillo et al., 2001; Navarro-Cerrillo et al., 2019). Moreover, deliberate and uncontrolled burnings, continuous grazing, conversions in land-management practices and its intensification are associated with failures in oak population and its recruitment and so with loss of tree cover which endangers the persistence of these systems at the medium and long term (Fernández-Rebollo et al., n.d.). The human-drive intense land modification and changes in its use, like expansion of monocultural production technologies in form of misuse of fertilizers, herbicides, habitat destruction and the deforestation have a large impact on plant biodiversity, from organisms to biomes (Zimmerer, 2010).

With those current worldwide environmental trends, the situation is now changing rapidly with a new magnitude of impacts on biodiversity in all ecosystems. The current biodiversity extinction crisis could be considered as one of the major challenges that humanity has to deal with (IPBES, 2019). However, the immediate drivers, that affect the herbaceous diversity in Spanish *dehesa* habitats, are still poorly understood. Addressing these questions requires investigate the relationship between condition of the oak trees and changes in occurrence frequency, abundance and composition of herbaceous species beneath the canopy. Coupling the observations of plant diversity with the measurement of climate, tree vitality and presence of other biotic and abiotic factors in the selected regions of Southern Spain would generate robust understanding of the patterns of plant diversity at different scales.

## Biodiversity

The biodiversity of the *dehesa* could be considered as an outcome of the parallel processes of evolution and migration, which has resulted in rich and heterogeneous association of plant species currently found in the *dehesas* (Marañón et al., 2009). The once dominant closed forest and shrub-lands in the Mediterranean Basin through human land use was replaced by open forests. As a consequence of this extensive and long termed disturbance associated with grazing, the expansion and diversification of early successional species, already existing in naturally disturbed areas, occurred. Additionally, the movement of human populations and livestock, brought new herbaceous species to Iberian Peninsula, mainly Irano–Turanian steppic species (Marañón et al., 2009).

Nowadays, the *dehesa* is the result of a long and continued process of adaptation of human populations to a harsh Mediterranean environment and the transformations of the natural ecosystem while keeping its basic components, functions and relationships. Moreover, this economically used special mixture of woodland and grassland supports a high biological diversity and is the habitat of endangered or protected species such as Iberian imperial eagle (*Aquila adalberti*), cinereous vulture (*Aegypius monachus*), the black stork (*Ciconia nigra*) or the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) (Bélair et al., 2010). Moreover, in addition to rare species of animals, we can find in this ecosystem a different number of plants with high levels of diversity. Herbaceous plant is an important resource, not only for grazing but also for the greater the genetic diversity, which provides greater opportunity for resiliency to any environmental changes. In the pastures of the *dehesas* there is a wide mosaic of plant communities with a great specific richness, superior in many cases to other systems much less intervened by man. The most abundant pastures in the *dehesa* are mainly constituted by communities of therophytes with a large presence of legumes of pastoral interest, such as *Trifolium glomeratum*, *T. arvense*, *T. anustifolium*, *Medicago spp.*, *Ornithopus compressus* etc. (Moreno et al., 2017; Olea et al., 1989).

Both competitive and facilitative interactions shape plant communities in every ecosystem. *Dehesa*, derived from the Mediterranean forest, is multi-layered complex, where trees and understory plants can influence each other through resource-mediated interactions like interception of light but also chemical interactions through numerous plant secondary metabolites, which can help them for instance to endure drought stress (Hashoum et al., 2017). Admittedly, the overstory trees compete with the herbaceous plants for resources, but they also provide benefits for them, such as shade and retention of moisture or sharing nutrients via mycorrhiza (Marañón et al., 2009). On the other hand, considering the forest regeneration processes, herbaceous competition for water and nutrient uptake can be particularly harmful to tree seedlings in water-limited ecosystems such as the Mediterranean *dehesa* (Hashoum et al., 2017). This combination of positive and negative interactions between oak trees and herbaceous community beneath its crowns, forms a unique interplay, although the dynamics and coexistence of oak trees and herbaceous plants in this ecosystem is very complex and still poorly understood.

The presence of the tree layer in silvopastoral systems also acts on the availability of light and the water status of the plants of the herbaceous layer (Caballe, 2013). Depending on the size of the tree and canopy as well its defoliation degree, the quantity and quality of

light reaching the understory can change and as well the patterns of irradiance, temperature and humidity under the canopy (Valladares et al., 2016). Moreover, the defoliation of the tree not only influence the tree physiology, but the effects are expected to cascade through the entire forest ecosystem, altering carbon, nitrogen, and water fluxes, and subsequently affecting nutrient cycling and plant-herbivore interactions (Kosola et al., 2001). This effect would be exacerbated in semi-arid ecosystems like *dehesa* where tree shadow provides a favourable microclimatic condition under the crown. Although, there are some studies explaining the correlation between biodiversity and the facing sites of forest edges (Erdős et al., 2018), there is a lack of research on the effects of tree exposition site on the herbaceous layer beneath its canopy. Erdős et al. (2018) reports, that the north facing forest edges had the highest species richness, while south facing edges were primarily important for tree recruitment. In this Master's Thesis we will discuss the effects of the exposure site (north and south) of single tree on herbaceous layer beneath its canopy. Other important factor, that constitute major cause of variations and distribution of the plant species are local topographical and geographical features. Altitude, slope and exposure can determine significant changes in climatic conditions and consequently species composition. Moreover, the soil properties, such as its geological composition, hydraulic conductivity, organic matter content, pH, cation exchange capacity and other edaphic variables can be considered as potential environmental drivers of vegetation and its diversity.

## Problem statement

The loss of biodiversity is one of the worldwide current problems for different ecosystems services and for different groups of organisms (Sala et al., 2000). A wide range of factors are acting simultaneously contributing the loss of terrestrial biodiversity and environmental changes (Vitousek, 1994). Bellard and colleagues (2012) revealed that due to global climate changes, species might not adapt to the set of rapidly changing environmental conditions in a given region and could therefore fall outside their respective climatic niche. It was proposed (Sala et al., 2000) that in the next few decades, the grasslands and Mediterranean ecosystems will suffer large biodiversity loss because of their sensitivity to all drivers of biodiversity change, particularly caused by the intensification in land-use and climate alterations.

The main objective of this work is the characterization and study of biodiversity patterns of herbaceous vegetation of the Mediterranean scattered oak woodlands (*dehesa*) in relation to environmental characteristics, tree size and phytosanitary status. As sub-objectives the project aims to:

- Characterize the biodiversity of herbaceous plants in *dehesas* at different scales (regional, plot and tree), identifying the main patterns in relation to a climatic, soil, topographic gradient, tree size and aspect gradient.
- Quantify the effect of the phytosanitary status of the trees (i. e. defoliation) on the biodiversity of herbaceous plants, as well as the possible interaction with the presence of biotic agents including *Phytophthora cinnamomi*.

In addition, this work can serve as the basis for further research to be carried out to develop the adequate strategies of environmental management that, in the face of several abiotic and biotic stressors, will intend to mitigate tree decline.



## Methods

This Master's Thesis forms a part of pilot research and a part of the DiverSOS project to evaluate the effect of biodiversity on the resilience of *dehesas*. At the biodiversity level, plant diversity patterns along a climatic gradient and the biological component of the soil, controlling for the climatic gradient and the contrasted presence of oomycetes were investigated.

### Study area

The study area was located in a typical mediterranean scattered oak woodlands (*dehesa*) in two climate contrasting regions situated in the Andalusia autonomous community in southern Spain - Los Pedroches Valley in the North of Córdoba Province and the Sierra de Aracena in the region of Huelva (Figure 3). The study plots (Figure 3 and 4) were chosen on the basis of the SEDA Network (ICP Forest environmental monitoring network, level I), that covers the different biogeographic and climatic range of *dehesas* in southern Spain (data available at <https://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR>, last consulted on 19<sup>th</sup> August 2021).

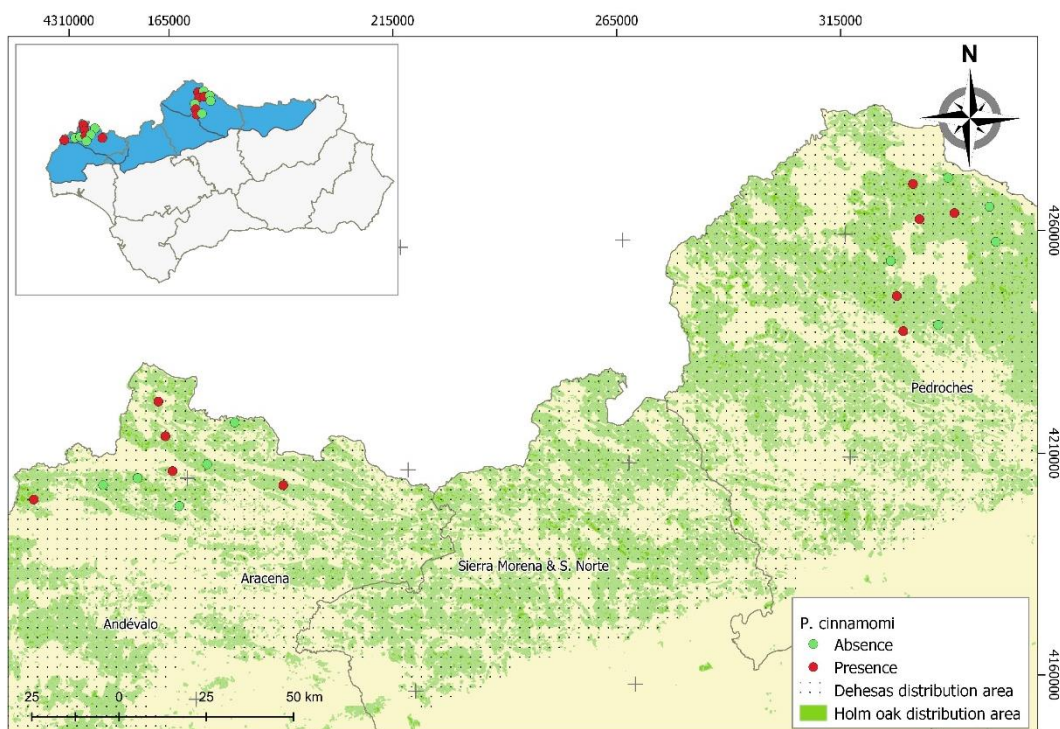


Figure 3: Map of the autonomous community of Andalusia in Iberian Peninsula with location of the study areas in Los Pedroches Valley (CO) and Sierra de Aracena (HU). The red mark points indicate plots affected with *Phytophthora cinnamomi* and the green ones plots with its absence.

The study area is contrasting in climate between the two selected regions. Plots located in the Los Pedroches Valley (Córdoba, hereafter CO plots) are characterized as continental mediterranean climate and its strongly defined extended pastures, which occupy large areas due to the predominance of livestock uses. Topography and climate allow in large parts only pasture farming respectively forest management (firewood and

cork production). This region with slightly undulating terrain, lies in the peneplain of the mountain range of Sierra Morena in the north of Córdoba Province. The greater part of the region lies at an altitude of between 600 and 700 m, sometimes exceeding 800 m above sea level. The visited plots are situated at the elevation between 452 and 645 m (Table 1). From a lithological point of view, the soils consist of psamments, regosols and cambisols. The region is dominated by granite batholiths, giving the soils acid pH values. Regarding the weather, the climate is dry, sub-humid and humid (Melendo et al., 1996) with a drought period in summer and annual precipitation between 493.6 and 584.1 mm. The average annual air temperature is 16 °C, with the average minimum temperatures between 2.3 and 2.5 °C and the average maximum lies between 34.4 and 35.9 °C in the coldest and hottest months, respectively (Table 1).

Table 1: The mean of monthly values of climatological data and elevation of each plot in the Los Pedroches Valley and Sierra de Aracena; *ta* = average annual temperature, *tminc* = average minimal temperatures of the coldest month, *tmaxh* = average maximal temperatures of the hottest month *preca* = annual precipitation. Source: Red SEDa.

Region	plot	altitude [m]	ta [°C]	tminc [°C]	tmaxh [°C]	preca [mm]
Los Pedroches Valley	CO1013	489	16.2	2.3	35.4	546.3
	CO1014	452	16.4	2.4	35.8	550.8
	CO1022	561	15.9	2.4	34.9	547.9
	CO1023	532	16.1	2.4	35.3	527.9
	CO1024	481	16.4	2.4	35.9	516.5
	CO1032	568	16	2.5	34.7	493.6
	CO1035	562	16	2.3	35.4	544.9
	CO1043	639	15.6	2.4	34.4	532.5
	CO1055	645	15.5	2.3	34.6	584.1
	CO1056	612	15.8	2.5	34.9	568.7
	<b>∅CO</b>	-	<b>16</b>	<b>2.4</b>	<b>35.1</b>	<b>541.3</b>
Sierra de Aracena	HU1001	315	16.4	3.1	34.6	764.4
	HU1004	411	15.9	2.9	33.9	820.1
	HU1006	517	15.7	2.8	33.8	834.7
	HU1007	194	16.9	3.9	34.7	680.1
	HU1009	279	16.2	2.9	33.8	761.8
	HU1010	299	16	2.5	33.6	795.4
	HU1011	573	15.1	2.5	33	933.9
	HU1012	473	15.9	3.1	33.7	907.9
	HU1020	605	15.3	3.1	32.8	1039.6
	HU1023	376	16.5	3.6	34.2	868.1
	<b>∅HU</b>	-	<b>16</b>	<b>3</b>	<b>33.8</b>	<b>840.6</b>

The Sierra de Aracena represents the extreme south-west of Sierra Morena and the northern limit of the Province of Huelva. It is a set of mountains with soft hillsides and valleys of low elevation, although some heights exceed 1000 m. The altitude of the investigated plots ranges from 194 meters to 605 m MSL (Table 1). Soils of this region are

composed of predominantly acidic and metamorphic materials. The climate of the Sierra de Aracena is typically mediterranean although, as it is exposed to the winds from the Atlantic, it is relatively mild and humid (coastal mediterranean climate). The oceanic influence provides abundant rainfall, mainly in autumn and spring (Draper et al., 2004). The annual rainfall of investigated plots values between 680.1 and 1039.6 mm (Table 1). The average annual air temperature is 16 °C. The average minimum temperatures of the coldest month values between 2.5 and 3.9 °C and the average maximum between 32.8 and 34.7 °C in hottest months (Table 1). In both regions, rainfall episodes are concentrated during the cooler months of the year and there is a long period of summer drought, with high temperatures and water deficit between June and September. From the late spring to early autumn months, plant-available water is quickly exhausted, due to high evapotranspiration. The herbaceous vegetation of the arid mediterranean climate comprises mainly of annual plants with therophyte life form. This type of plant germinates in autumn, after the first rainfalls. Plant growth and fruiting takes place until the end of spring or early summer. With outlasting in seed form throughout summer drought, the cycle starts again in autumn and the plants persist over the winter in a vegetative state (López-Carrasco et al., 2015; Montero et al., 1998).

### Experimental design

Based on the SEDA Network, 20 plots with dominance of *Quercus ilex* were selected in the study area. For each region (CO and HU), we selected 10 plots, 5 of them with positive diagnostic of *P. cinnamomi* following the data of the SEDA network (Figure 3). Each plot consists of 24 monitored trees evaluated yearly by the Equilibrios Biologicos service of the Consejería of Agricultura, Pesca y Desarrollo Sostenible (Junta de Andalucía, Spain), and data are publicly available at <https://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR> (last consulted on 19<sup>th</sup> August 2021). Among these monitored trees, we selected 6 in each plot (120 trees in total). Trees were selected randomly among the 24 monitored individual in non-infected plots. For the case of infected plots, the selection was modified to cover the range of defoliation levels in the plot (Figure 4). For this purpose, trees included in the plot were classified as high-defoliated and low-defoliated, regarding the overall status of the plot, and three trees were selected randomly for each subgroup.

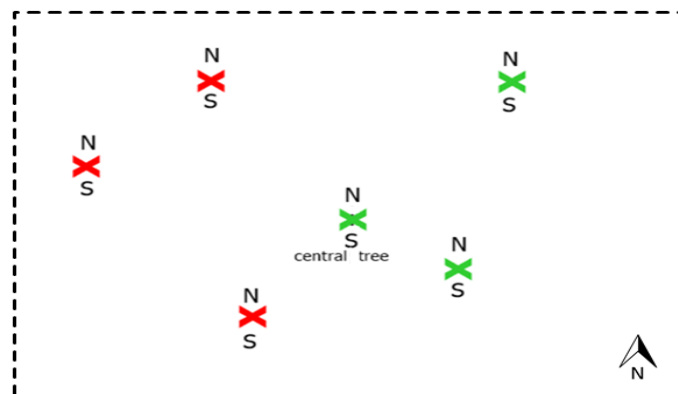


Figure 4: Schematic presentation of the selection of trees on exemplary infected plot and the organization of its inventory. The red "x" represents the trees infected by *Phytophthora cinnamomi*, the green "x" healthy trees. From among the trees identified as *Quercus ilex* in the parcel, the 6 were selected randomly.

### **Plot sampling and data collection**

The plots were visited in spring, since March 2021, up to May 2021, to coincide with the maximum flowering period of the main herbaceous species flowering in spring and commonly distributed in these latitudes (Peco et al., 2005).

For each tree selected in the plot, the following information was collected: tree height, diameter at breast height (DBH), canopy diameter (in the N-S and W-E orientation) using the standard dasometric methods. Tree height was estimated using a Vertex IV hypsometer (Haglöf Sweden AB, Langsle, Sweden). Canopy diameter was estimated by reel tape measure. The diameter at breast height was estimated with a dendroflexometer (Föra Forest Technologies S.I.I., Soria, Spain). The phytosanitary status of the tree was characterized with an estimate of defoliation percentage (between 0 and 100) by comparison with a local “reference tree”, according to the intercalibration at the national level (Ferretti et al., 2016; Sánchez Peña et al., 2010). Percentages were then transformed into five defoliation levels (Level 0 = < 10% of crown defoliation, level 1 = 11 - 25% of crown defoliation, level 2 = 26 - 60% of crown defoliation, level 3 = 61 - 90% of crown defoliation and level 4 = > 90% of crown defoliation). The occurrence of other tree diseases like canker and the presence of damages as well as borers and defoliating insects were also observed.

Two sample of herbaceous plants were collected from each tree corresponding to the area in a quadrat of 0.5 x 0.5 m (0.25 m<sup>2</sup>), one placed at north orientation and other to the south regarding the trunk base, in the transition zone of the tree crown projection boundary. In total, 12 samples of herbaceous plants were collected from each plot (2 in each tree). According to a custom data form integrated in ODK collect platform (<https://opendatakit.org/>) and adapted to the needs of the research for each quadrat the following data was collected: tree label (plot and tree number), distance and aspect (north or south) of the squares relative to the tree, photo of the quadrat and percentage of bare ground and woody species.

Samples of herbaceous plants collected from the inner of quadrats were taken by cutting at ground level (clipping) with a help of garden tools such as garden shears and secateurs. Clipping techniques involve the removal of all aboveground herbaceous vegetation within a sample plot and measuring its dry mass (air or oven-dried vegetation) (Voelkel et al., 2018). Plant roots, woody plants, and tree parts such as branches, leaves, flowers and acorns have not been collected. The mowed herb plants were packed in a specially prepared resealable plastic bags, labelled with a code of the plot, tree number and its aspect (north or south). After collecting the material, the bags were stored and kept cool in refrigerator prepared for the transport of plant material, keeping the herb parts in a condition that would allow them to be separated and classified after the field work was completed on a given day. In the laboratory, the waiting samples were stored in a special cooling room at 4 °C, then separated and dried as soon as possible.

### **Analysis of the herbaceous samples**

Samples of herbaceous plants were collected from a subplot of 0.25 m<sup>2</sup> in the projection of the tree canopy by cutting at ground level (clipping) with a help of garden tools such as garden shears and secateurs. Clipping techniques involve the removal of all

aboveground herbaceous vegetation within a sample plot and measuring its dry mass (air or oven-dried vegetation) (Voelkel et al., 2018). Plant roots, woody plants and tree parts such as branches, leaves, flowers and acorns have not been collected. The mowed herb plants were packed in a specially prepared resealable plastic bags, labelled with a code of the plot, tree number and its aspect (North or South). After collecting the material, the bags were stored and kept cool in special refrigerators filled with wet ice prepared for the transport of plant material, keeping the herb parts in a condition that would allow them to be separated and classified after the field work was completed on a given day. In the laboratory, the waiting samples were stored in a special cooling room, then separated and dried as soon as possible.

Separation was done by grouping plants (each orientation of each tree) into individual functional groups, families and species based on their morphological features. The classification and floristic composition were determined by using a stereoscopic microscope (Motic K700-L, Motic Europe S.L.U., Barcelona, Spain) and with the support of photos taken during a field trip, as well as a database of photos taken directly after the plants were grouped in the laboratory. With the help of identification literature and the use of the appropriate keys (Valdés et al., 1987), the plants have been identified and described with the currently used name. In case of uncertainty, about the specie or genus, the plant has been assigned to its family, one of the functional groups or morphospecies (separation of taxa based on morphological characters that are easily observable) (Derraik et al., 2002). The recorded plant species, families and functional groups have been identified and divided into following functional groups: legumes, grasses and forbs. The last group included herbaceous flowering plant species such as the taxonomic families *Asteraceae*, *Caryophyllaceae*, *Geraniaceae* and others.

### **Preparing and storing herbarium specimens**

Herbariums were also made of plant material found not only within the quadrats in the canopy projection of selected trees but throughout the plot. The processing for the flower collection of each plot was similar to the subsamples coming from the quadrats, with the difference that the plants (one of each species, whole plants with roots) were cleaned, described (the specimens have been provided with the name, date, plot code and plot number) and grouped (possibly in families or functional groups) on the blotting sheets and separated with folds made of highly absorbent papers. Before archiving and storing into a Forest Herbarium of the Department of Forest Engineering at the University of Córdoba, the sheets were flattened and dried in the herb presses. The moisture-absorbing paper was changed every 48 hours in the first two weeks, then depending on the moisture content of the sheet. After the whole process was completed, all the absorbent paper used, the place specimens and herbarium sheets were frozen in a freezer for 7 - 10 days to eliminate pests and preventing insect damage.

### **Biomass estimation**

Above ground biomass (ABG) is an estimator of the weight of living plant material above the soil. Biomass is considered as an important indicator of ecological and management processes in the vegetation (Gilliam, 2007). Plants that dominate a site, in terms of biomass, reflect its condition and the ecological status like water situation, amount of the

sunlight and nutrient resources. After the separation and classification of the herbaceous samples, plants were located in laboratory trays and dried into an air-forced drying oven (Selecta Conterm, JP Selecta S.A., Abrera, Spain). The plant material was dried for 48 hours at 60 °C. After this time every group of the separated and dried plants was weighed with a balance accurate to 0.01 grams (Cobos CB Standard, Cobos Precisión, S.L., L'Hospitalet de Llobregat, Spain). Afterwards, biomass values were calculated as the sum of all the weights and represented in g m<sup>-2</sup> by dividing by the surface of the quadrats (0.25 m<sup>2</sup>).

### Diversity indices

Measuring biodiversity is a fundamental and powerful tool for many community ecologists and conservation biologists. It can be estimating at many different levels including genetic, species, community, and ecosystem. One of the most commonly way to measure biodiversity is to assess species richness of an ecosystem. Species richness is the total number of distinct species within a defined geographic area. This essential measurement of community and regional diversity underlies many conservation strategies and ecological models (Chao, 2006). In ecology, species richness refers to the number of species and species evenness refers to the equilibrium between them at community level.

Diversity indices are quantitative measures which provide important information about commonness and rarity of species in a community. They give more information about community composition than simply species richness and also take the relative abundance of different species into consideration. Simpson index ( $D_{sim}$ , also known as Simpson's diversity index) is a commonly used mathematical measure in the determination of species diversity in a given community. Its value determines the probability that two individuals drawn from the sample will belong to different species (He & Hu, 2005) – so, if the species are evenly distributed then the Simpson Diversity index value would be high. It describes the diversity in the considered dataset, taking into account both – the number of different data categories (e. g. the number of species) and the abundance (number of individuals per species). It is calculated according to the following expression (1):

$$D_{sim} = \sum_{i=1}^S \left( \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right) \quad (1)$$

Where:

$S$  – the number of species

$n_i$  – the abundance of the  $n$ th species

$N$  – the total abundance of each species

Its undeniable advantage is a possibility to obtain numeric values that can subsequently be easily compared. Shannon index ( $H$ , also known as Shannon's diversity index) takes abundance and evenness of the present species into account. The index represents the

uncertainty with which can be predicted of which specie (of the whole species present in the community) will be one randomly selected individual in the community. It can be calculated following the expression (2):

$$H = -\sum_{i=1}^S (P_i (\ln P_i)) \quad (2)$$

Where:

$S$  – the number of species

$P_i$  – the proportion of the  $i_{th}$  species

If the community contains only one specie, the uncertainty is equal to 0, since we are sure that randomly chosen, individual will belong to that one only specie – the more species the community contains, the more uncertainty (Zeleny, 2021).

The diversity indices values were calculated by using functions of the *vegan* package (Oksanen et al., 2020) in R 4.0.2 (R Core Team, 2020). The *vegan* package provides tools for descriptive community ecology. It has most basic functions of diversity analysis, community ordination and dissimilarity analysis.

### **Environmental information**

Mean climatic data (1971–2000), topographic and edaphic data per plot was extracted from the Forest Biomass project of Andalusia at 100 m resolution (see methods in (Guzmán Álvarez et al., 2012). Annual climatic variables (estimates for each year in the time series) were calculated from interpolations of the monthly precipitation and temperature data of all the official weather stations in Andalusia, at 500 and 100 m resolution, respectively (available at REDIAM, <https://descargas-rediam.cica.es/repo/s/RUR>, last consulted on 19<sup>th</sup> August 2021). A correlation analysis was carried out using Pearson's  $r$  to identify a set of non-collinear variables ( $r < 0.65$ ). The final set of environmental variables selected is shown in (Table 2).

Table 2: Variables selected for the tree and environmental plot characterization based on data collected in the current project and REDIAM and Forest Biomass project of Andalusia data. In bold variables selected for the analysis.

abbreviation	description	unit
<b>tree variables</b>		
theight	tree height	m
dbh	diameter at breast height	cm
<b>tcrown</b>	crown diameter	m
<b>def_por</b>	percentage of tree defoliation	%
<b>def_class</b>	defoliation class (5 levels)	non-dimensional
<b>qasp</b>	quadrat aspect	north / South
<b>topographic variable</b>		
mde	height above sea level	m
pte	plot slope	degrees
<b>ori</b>	plot aspect	degrees
<b>ins</b>	solar radiation	non-dimensional
<b>climatic variable</b>		
<b>preca</b>	precipitation annual	mm
pin	precipitation in Winter	mm
pp	precipitation in Spring	mm
po	precipitation in Autumn	mm
pv	precipitation in Summer	mm
<b>ta</b>	average annual temperature	°C
tminc	average minimal temperatures of the coldest month	°C
tmaxh	average maximal temperatures of the hottest month	°C
osc1	thermal oscillation	°C
tmf	average temperature of the coldest month	°C
tmc	average temperature of the hottest month	°C
osc2	total thermal oscillation	°C
etott	annual evapotranspiration reference	mm
ssup	precipitation surplus	mm
sdef	precipitation deficit	mm
dseq	duration of droughts	month
iha	annual water index	non-dimensional
<b>edaphic variable</b>		
are	average sand content of the soil profile	%
lim	average silt content of the soil profile	%
<b>arc</b>	average clay content of the soil profile	%
<b>ps</b>	soil depth till R horizon (bedrock layer)	cm
cod_hid	saturated hydraulic conductivity of the whole soil profile	cm/day
mo	organic matter content of the whole soil profile	%
mo_sup	organic matter content of the superficial layer	%
ph	pH of the whole soil profile	
ca	active limestone	%
<b>cic</b>	soil cation exchange capacity	meq/100g
psb	base saturation percentage	%
n_sup	nitrogen content of the superficial layer	%
crad	water retention capacity of the whole soil profile	mm/m



## Data Analysis and Software

Prior to statistical analyses, normality and homoscedasticity of studied variables were tested using the Anderson-Darling test and the Levene test, establishing a level of probability to reject null hypothesis in 5 % ( $p = 0.05$ ). Variables which did not fit normal distribution were log-transformed to perform parametric test.

To test significant differences between factor levels (univariate analysis), an Analysis of Variance (ANOVA) was carried out between each of the dependent variables (biomass, richness, Shannon and Simpson diversity indices) and tree and environmental information. The interaction between different factors, and the size of effects when more than 1 factor sowed significant differences over a dependent variable, was evaluated through a Two-way ANOVA accompanied by Eta-squared ( $\eta^2$ ) test. The log-transformed variables were used when the dependent variable showed non-normal distribution. To reject null hypotheses, the probability of error was established in  $p = 0.05$ . Means showing probability levels between 0.05 and 0.1 ( $0.1 > p > 0.05$ ) were considered marginally different.

For a multivariate analysis purpose, the relationship between dependent variables (biomass, richness and diversity indices) and environmental and tree information was modelled with generalised linear mixed models (GLMMs) in a multimodel inference approach (Burnham & Anderson, 2002). For a multivariate analysis purpose, the relationship between dependent variables (biomass, richness and diversity indices) and environmental, quadrat and tree information was modelled with generalised linear mixed models (GLMMs) in a multimodel inference approach (Burnham & Anderson, 2002). The error terms of the diversity and biomass was implemented with a normal distribution (LMM) while richness was modelled with a Poisson distribution. The plot ID was included as a random effect in the model to account for pseudo replication (quadrats within each plot). For each response variable, we modelled separately the relation with environmental and tree variables. Then, selected the variable in the best model for each group (lowest AIC) to construct the final model. Multimodel inference was used to estimate regression coefficients and their adjusted standard error within the best model subset (i.e., the conditional average for models having delta AIC < 4). The coefficient of a given selected predictor was calculated as the sum of the predictors' coefficient multiplied by the Akaike weight of evidence ( $ww_i$ ), across all possible models where the predictor was present (Burnham and Anderson, 2002).

Data analysis and graphs were carried out with Microsoft Excel 2019 (Microsoft Corp., Redmond, USA) and the statistical programming language R 4.0.2 (R Core Team, 2020). Maps were created using the QGIS 3.16 software (QGIS Development Team, 2020). Data analysis and all statistical analysis were performed with the help and support of the supervisors of this Thesis at the Department of Forestry Engineering at Universidad de Córdoba.

## Results

### Floristic composition of the herbaceous layer

The plant communities in both regions were essentially composed of annual species with spring flowering and variable growth forms. A total of about 2560 plants were separated, photographed and described in the quadrats of the CO and HU plots during the sampling campaign. Both regions were dominated by the forbs (63% and 49% in Los Pedroches and Sierra de Aracena, respectively) followed by grasses and legumes functional groups (Figure 5).

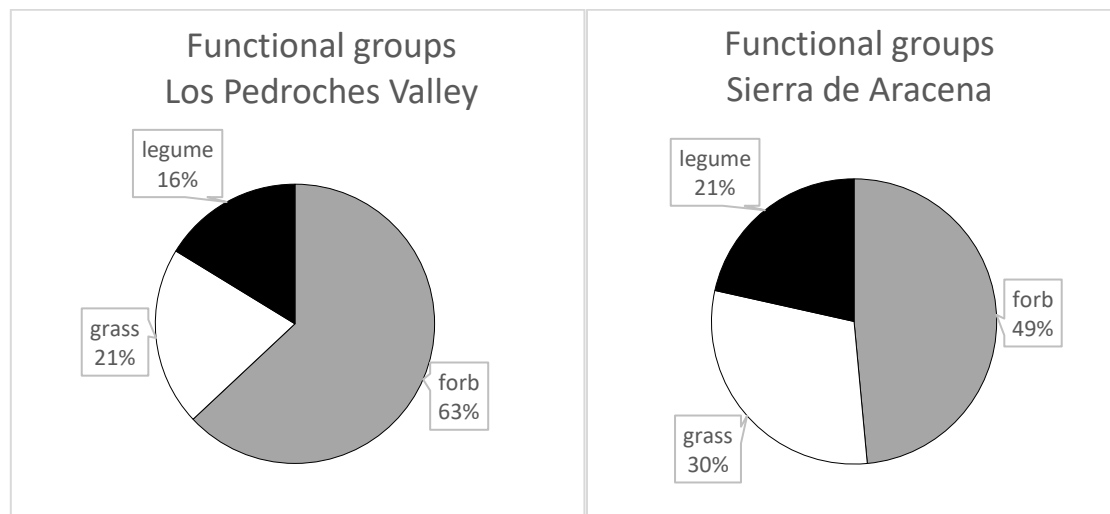


Figure 5: Percentage of herbaceous functional groups in Los Pedroches Valley (left) and Sierra de Aracena (right) in canopy projection of *Quercus ilex* (northern and southern orientation of the tree considered together). Three functional groups: legumes, grasses, and forbs. Forbs includes herbaceous flowering plant species other than grasses and legumes.

The most abundant species in the whole study area was *Ornithopus compressus*. Other herbaceous plants with high abundance were species belonging to *Trifolium* and *Plantago* genus (Figure 6). Concerning richness, at the sampling unit scale the highest richness at quadrat level was found in one of the HU subplots and amounted 36 species per quadrat. The minimum species number with only 1 specie per subplot was recorded in one subplot in Huelva region and in the Los Pedroches. The global species richness in the study area (the average number of species recorded in the 223 quadrats of the 20 *dehesa* stands) was  $11.5 \pm 0.4$  species per quadrat. Considering the two investigated regions together, the most represented families were *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae* and *Plantaginaceae*.

In the Los Pedroches Valley (CO), forbs counted as the most abundant functional group (Figure 5). Within this group the most abundant families were *Asteraceae*, *Plantaginaceae*, *Caryophyllaceae* and *Geraniaceae*. Forbs were followed by grasses (21%) and legumes (16%). The grasses consisted mainly of *Poaceae* family and the legumes functional group (*Fabaceae* family) of *Trifolium*, *Ornithopus*, *Medicago* and *Coronilla* genus. The most abundant species among CO plots were *Trifolium* spp., *Plantago* spp. and *Ornithopus compressus*. Among other most abundant species in the region of

Córdoba we could also distinguish *Erodium* and *Geranium* spp., *Anisantha* spp., *Plantago coronopus* and *Calendula arvensis*. The highest species richness per quadrat in the Los Pedroches Valley reached 26 species, with a mean of 11 species per quadrat (SE = 0.6).

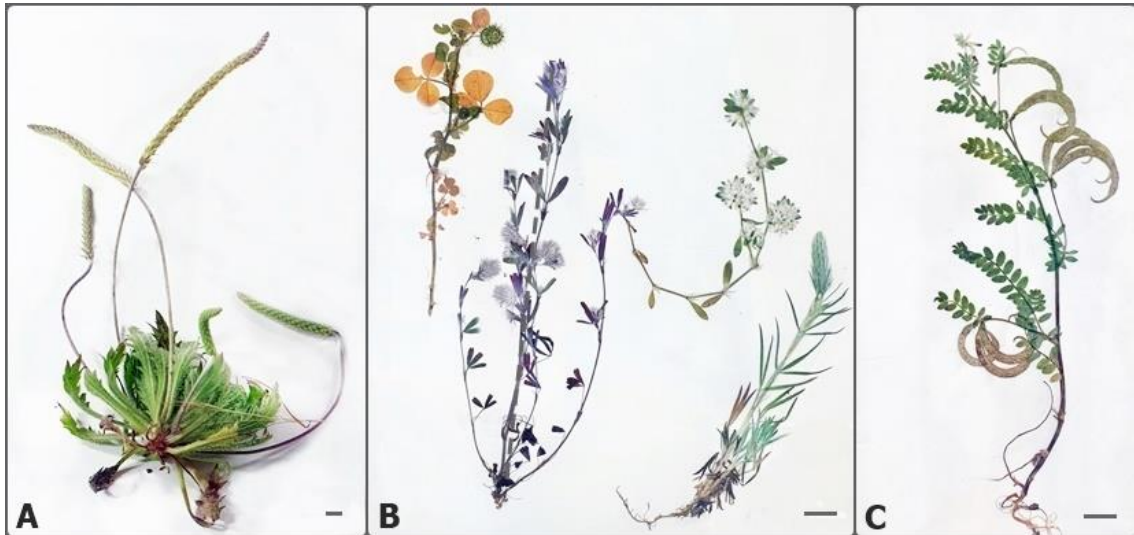


Figure 6: The most abundant species of herbaceous plants beneath the *Quercus ilex* tree crown in the whole study area. (A) Fresh plant of *Plantago coronopus*, collected in Córdoba (scale = 1 cm); (B) Herbarium sheet of various species of the *Trifolium* genus collected in Huelva (scale = 1 cm); (C) Herbarium sheet of *Ornithopus compressus* collected in Huelva (scale = 1 cm).

The most frequent functional group in Sierra de Aracena (HU) was forbs with 49%, followed by grasses and legumes, with 30% and 21%, respectively (Figure 5). The highest number of species registered in the Sierra de Aracena region per quadrat reached 36 with a mean of 12 species per quadrat (SE = 0.5). The most abundant species were *Trifolium* spp., considering *T. lappaceum*, *T. angustifolium*, *T. campestre* and *T. cherleri*. Other species with high abundance were *Ornithopus compressus*, *Briza maxima*, *Tuberaria guttata* and the species of *Plantago*, *Hordeum* and *Vulpia* genus.

### Herbaceous biomass beneath the canopy

The differences in herbaceous dry matter between the investigated regions and quadrat aspect were relatively small (Figure 7). It can be observed that the plots in the regions in the North of Córdoba were characterized by a lower average dry biomass ( $77.2 \pm 10.8 \text{ g m}^{-2}$ ) than the areas in the Sierra de Aracena nearby Huelva ( $81.6 \pm 6.4 \text{ g m}^{-2}$ ), with significant differences between the two regions according to the univariate analysis ( $F = 4.134$ ;  $p < 0.05$ ), (Figure 7).

According to the multivariate analysis, it can be observed that there was no significant difference in biomass estimation between the two investigated regions ( $z = 0.360$ ,  $p > 0.05$ ) with most of the variance explained by the environmental variables annual temperature and soil cation exchange capacity, crown size and defoliation levels (Table A1, appendix).

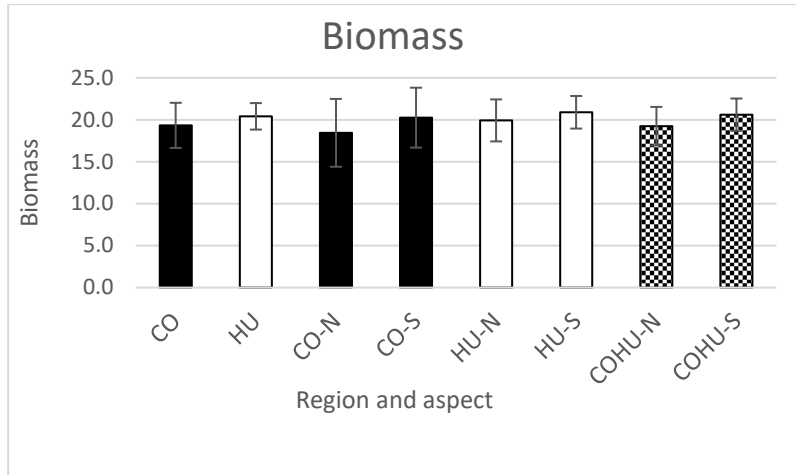


Figure 7: Average dry matter weight of the biomass in the investigated regions of Los Pedroches Valley (in the North of Córdoba Province (CO) and Huelva region (HU). The effects of the tree's aspect sites North (N) or South (S) on aboveground biomass in tree crown projection were examined. Error bars represent  $\pm$  SE.

The importance of tree variables on biomass levels is reflected in the high biomass variability within each plot (Figure 8). The maximal weight recorded was 196 g per subplot in the one of the CO plots. Moreover, the values of soil cation exchange capacity and average annual temperature showed positive correlation with biomass of herbaceous layer according to the multivariate analysis ( $pcic < 0.05$  and  $pta < 0.001$ ; Table A1, appendix).

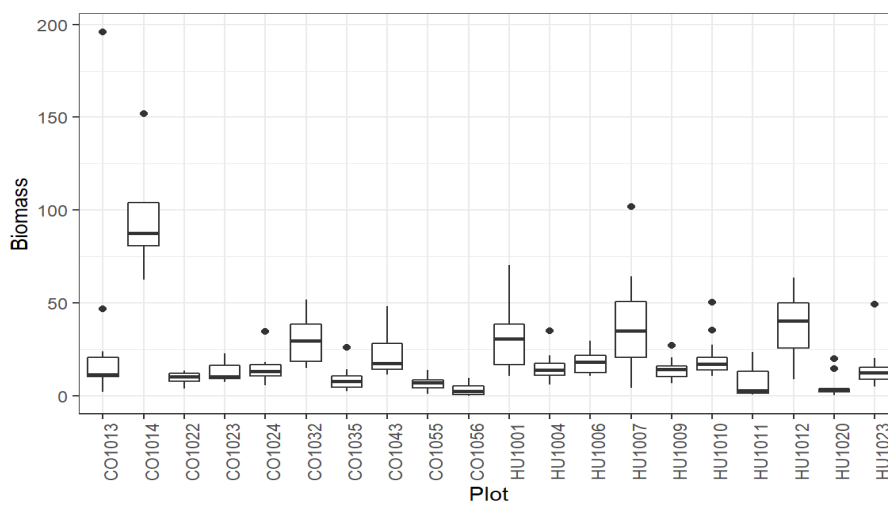


Figure 8: Biomass values [g] within each plot in the Los Pedroches Valley (CO plots) and in the Sierra de Aracena (HU plots).

Although a consistent pattern could be noticed for higher mean values of biomass on the southern aspect (Figure 7), the average dry matter did not present significant differences regarding quadrat aspect for both CO ( $F = 0.717$ ,  $p = 0.399$ ) and HU ( $F = 1.693$ ,  $p = 0.196$ ) zones, neither comparing the facing sites of both regions considered together ( $F = 2.383$ ,  $p = 0.124$ ).

The tree canopy size as continuous variable correlated negatively with biomass (Table A1, appendix). Nevertheless, separating into two diameter classes (i. e.  $> 10$  m) we found the opposite relation, with the herbaceous plant dry matter being significantly higher ( $F = 15.48$ ,  $p < 0.001$ ), (Figure 9).

Regarding defoliation, no significant differences were found for biomass using the univariate analysis ( $F = 0.973$ ,  $p = 0.325$ ). However, a significant and positive relation was detected in the multivariate analysis (Table A1, appendix; Figure A1D, appendix). Specifically, higher biomass values could be observed in the 4<sup>th</sup> defoliation class (leaf loss greater than 90%), (Figure A1D, appendix; Figure A4 D, appendix).

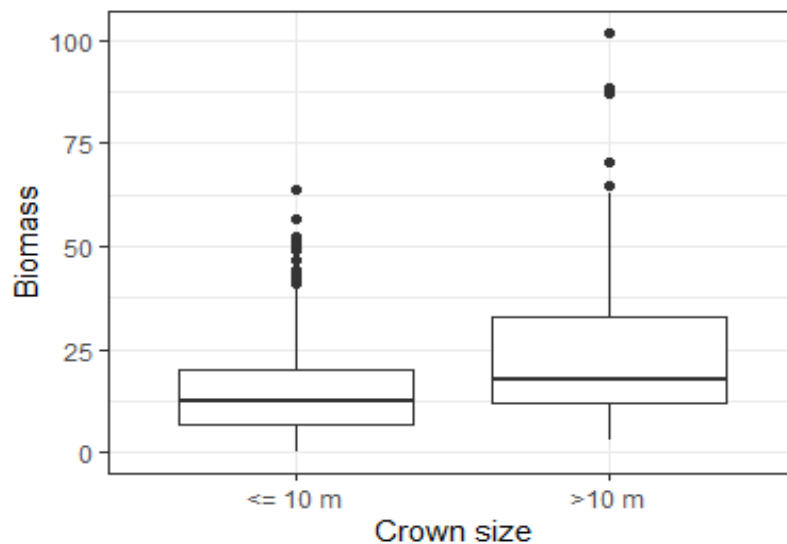


Figure 9: Influence of the tree crown size (divided to the two classes: canopy diameter  $\leq 10$  m and  $> 10$  m) with biomass.

### Richness

The average richness in the Los Pedroches plots was 11 species (SE = 0.6) and in the Huelva region 12 (SE = 0.5), without statistically significant differences between the two studied regions according to the univariate ( $F = 1.628$ ,  $p = 0.203$ ) or multivariate analysis (Figure 10; Table A2, appendix). The greatest number of different species or morphotypes was recorded in one of the plots in Huelva with 36 species per quadrat, while the subplot with the lowest number of species contained only one record (one of the CO plots and one of the HU plots).

The multivariate analysis identified quadrat aspect and soil clay content as the most important variables associated with species richness (Table A2, appendix). Specifically, the species richness was marginally higher on the southern aspect of the tree ( $F = 3.174$ ,

$p < 0.1$ ), (Figure 10). In contrast, species richness did not differ significantly between northern and southern aspect for each province according to the univariate analysis (CO:  $F = 0.673$ ,  $p = 0.414$ ; HU:  $F = 2.701$ ,  $p = 0.103$ ). Regarding environmental information, our study showed a significantly higher species richness in plots with higher soil clay content ( $z = 2.38$ ,  $p < 0.05$ ; Table A2, appendix).

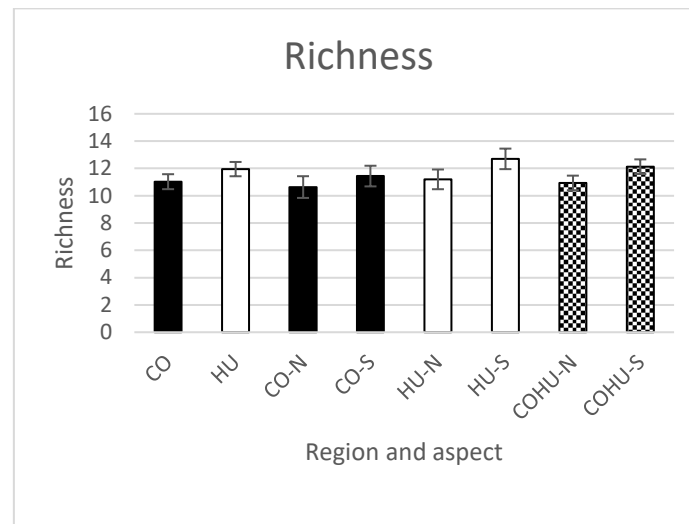


Figure 10: Richness represented by average number of species in the investigated regions of Los Pedroches Valley (in the North of Córdoba Province (CO) and Huelva region (HU)). The effects of the tree's aspect sites north (N) or south (S) on aboveground biomass in tree crown projection were examined. Error bars represent  $\pm SE$ .

Tree characteristics were not relevant for species richness (Table A2, appendix). Regarding the tree characteristics, the greatest species richness was recorded for the trees with the DBH (Diameter at Breast Height) lower than 50 cm and the crown diameter between 5 and 10 m (Table A2 A, appendix), however there was no statistically significant relation in between according to the multivariate analysis ( $z = 0.598$ ,  $p > 0.05$ ; Table A2, appendix). As can be seen in the Figure A1 A, the defoliation levels did not influence species richness according to univariate ( $F = 0.255$ ,  $p = 0.614$ ) and multivariate analysis ( $z = 0.069$ ,  $p > 0.05$ ).

### Shannon and Simpson index

The Shannon index values were greater in the HU plots ( $F = 20.453$ ,  $p < 0.001$ ), (Figure 11). The Shannon diversity index ranged from 0 (only one species recorded) to 2.64 in the Los Pedroches Valley and in Sierra de Aracena from 0 to 2.86. The maximum Shannon index was recorded in one of the HU parcels and valued 2.88 bits per quadrat.

According to the multivariate analysis, only tree variables were selected in the best model to explain Shannon diversity index (Table A3, appendix). Specifically, differences in the values of Shannon index among subplots located in southern and northern orientation were significant according to both univariate ( $F = 4.184$ ,  $p < 0.05$ ) and multivariate analysis (Table A, appendix) with higher values on the south facing site of the tree (Figure 11).

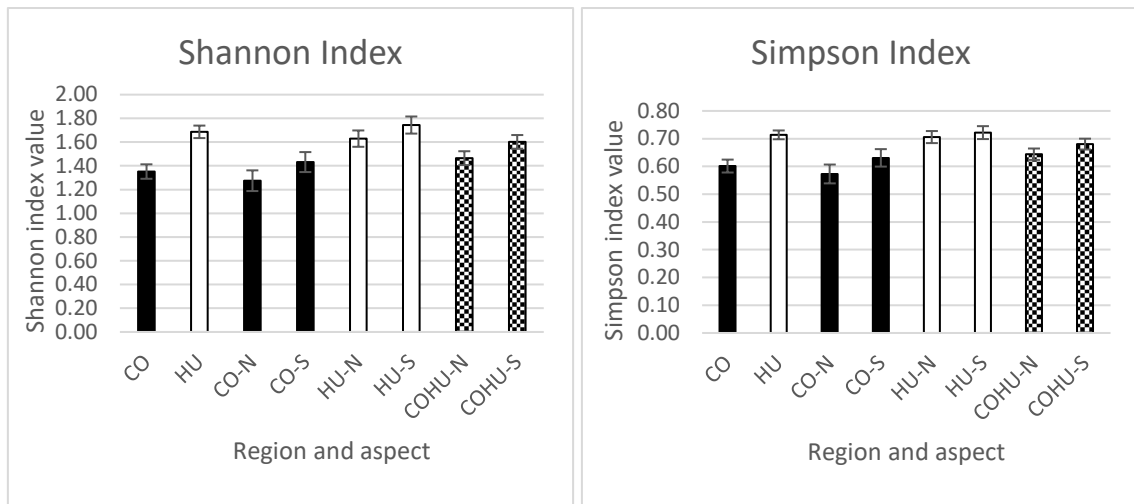


Figure 11: Values of Shannon index (left) and Simpson index (right), as a function of region and tree facing site (aspect N and S) in the Los Pedroches Valley (CO) and Sierra de Aracena (HU).

On the other hand, it was found that there was a significant negative quadratic correlation between the defoliation class of the tree and the Shannon diversity index ( $z = 2.32$ ,  $p < 0.05$ ) (Figure A1 B; Table A3, appendix).

Regarding the Simpson diversity index, HU plots did not show significantly higher values than the CO plots in both univariate ( $F = 18.40$ ,  $p < 0.001$ ) and multivariate analysis (Table A4, appendix). This index ranged from 0 to 0.9 in Los Pedroches and from 0 to 0.92 in the Sierra de Aracena.

Based on the multivariate analysis, defoliation level was the only relevant variable to explain Simpson diversity index. In fact, the defoliation of the tree showed significant quadratic correlation ( $t = -2.12$ ,  $p < 0.05$ ) with the Simpson's diversity index (Fig. A1 C; Table A4, appendix).

The Simpson index values was not significantly different across tree aspect (Figure 11,  $F = 3.056$ ,  $p < 0.1$ ) considering all the plots, and also without significant differences considering independently Los Pedroches Valley ( $F = 2.545$ ,  $p = 0.114$ ) or Sierra de Aracena ( $F = 0.664$ ,  $p = 0.417$ ).

### Influence of *Phytophthora cinnamomi* presence

When the different indices were evaluated regarding the presence of *P. cinnamomi* in the soil, significant differences were found for the Shannon Diversity index ( $F = 6.089$ ,  $p < 0.05$ ) according to univariate analysis. Although a consistent trend has been noticed in the mean values, with higher biodiversity means for plots without *P. cinnamomi* in all the evaluated indices for both provinces (Figure A3, appendix), no significant differences were found for richness ( $F = 2.607$ ,  $p = 0.102$ ) and biomass ( $F = 0.126$ ,  $p = 0.723$ ), and only marginal differences were found for Simpson's Diversity index ( $F = 3.405$ ,  $p < 0.1$ ). Similar findings were found in the multivariate analysis, with *P. cinnamomi* occurrence not selected in the best model for any of the biomass or diversity variables (Tables A1 - A4, appendix).

Two-way ANOVA did not show significant interaction between location and presence of *P. cinnamomi* for both CO and HU groups. However, the effect size of the pathogen occurrence was higher in Huelva for both Simpson and Shannon indices (Figure 12).

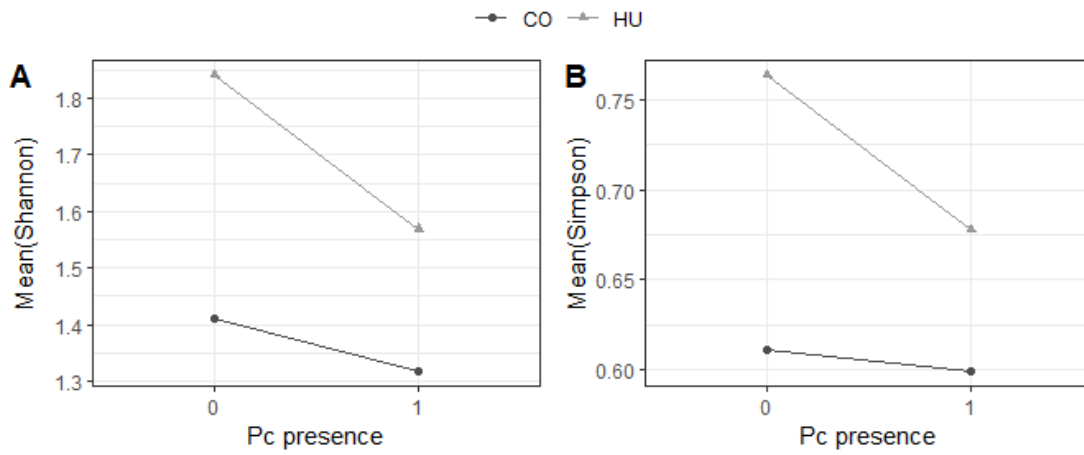


Figure 12: Influence of *Phytophthora cinnamomi* (*Pc*) presence on Shannon index (left) and Simpson index (right) in the Los Pedroches Valley (CO) and Sierra de Aracena (HU).

In fact, when differences were evaluated separately by province, both indices presented high significant differences for the Province of Huelva but not for Cordoba (Table 3, Table 4).

Table 3: Size effects comparison between province (region) and presence of *P. cinnamomi* (*Pc*) in the Two-way ANOVA model for Shannon and Simpson indices.  $\eta^2$  represents the square of the proportion of variance explained by each factor and by the interaction between them. *F* and *p* value corresponds to the Two-way analysis.

	Shannon Div.			Simpson's Div.		
	$\eta^2$	F	<i>p</i>	$\eta^2$	F	<i>p</i>
<i>Region</i>	0.083	20.453	<0.001	0.080	19.261	<0.001
<i>Pc presence</i>	0.025	6.089	<0.05	0.015	3.732	0.054
<i>Region: Pc</i>	0.005	1.358	0.245	0.007	1.867	0.173

Table 4: Results of the statistical analysis (ANOVA) of diversity variables regarding *P. cinnamomi* presence in the plots in the Los Pedroches Valley (CO) and in the Sierra de Aracena (HU).

	Shannon Div.		Simpson's Div.	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
HU	8.073	< 0.01	8.584	< 0.01
CO	0.574	0.451	0.065	0.800



## Discussion

There is mounting evidence that biodiversity stabilises forest growing and development under regularly occurring stressful conditions and environmental changes (Hutchison et al., 2018; Jucker et al., 2014; Río et al., 2017). It was suggested, that in nature the complex communities tend to be more stable towards environmental changes and perturbations than simple ones (de Mazancourt et al., 2013; Yachi & Loreau, 1999). Due to this assumption, called insurance hypothesis, the complexity and differences between species in their response to fluctuating environmental conditions generate some growth asynchrony, which provide greater guarantees that some will maintain functioning even if others fail and enables compensations among them and thereby stabilises the community-level productivity (Yachi & Loreau, 1999).

In this Master's Thesis we hypothesized, that there is a correlation between the phytosanitary status of the tree (caused by both biotic and abiotic agents) which determines the degree of defoliation and the structural characteristics of the herbaceous community beneath the canopy (biomass, richness and diversity). The defoliation status of the tree can be considered as a change in light conditions (increased radiation) in the zone under the tree crown. Shade, from an ecological point of view is a climatic-environmental factor with great ecological significance. Valladares et al. (2016) proposed, that understorey vegetation may be affected by climate change and shade, created by the tree crowns might play a significant role in mitigating negative effects of climate crisis. By generating microclimatic effects by the forest canopy, the macroclimatic changes can be buffered through creating "climatic lags" helping ecosystems maintain understorey biodiversity (Valladares et al., 2016). The mediterranean area is particularly vulnerable to global changes. Whereas winter warming is predicted for northern boreal forests, mediterranean environments will be affected by the summer warming (Meehl et al., 2007). Decreasing precipitation, elevated temperatures and increasing frequency of wildfires caused by prolonged droughts are predicted to change significantly understorey vegetation dynamics in the Mediterranean.

### Floristic composition and richness

*Dehesa* grasslands are highly variable ecosystems, both in specific species composition and in coverage and phenology (Moreno et al., 2016). There are certain characteristics that give them homogeneity in their appearance and, above all, in their handling and improvement. On the other hand, another fundamental trait of the *dehesa* is the poverty of its soils. This characteristic originates the fact, that in these areas generally with little slope, a livestock use has been established and not an agricultural use, which is more demanding of fertile soil (Costa Pérez et al., 2006). In general, the investigated *dehesa* stands were mostly composed of terophytic plants with almost exclusively annual species, characterized by its small size and extensiveness since they usually cover most of the territory. Pastures and perennial plants are considered as the most important

resource in the *dehesa* meadows since it constitutes most of the diet for cattle and complements other food sources during the rest of the year (Costa Pérez et al., 2006).

The species found belonged mainly to the 5 plant families – *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Plantaginaceae* and *Geraniaceae*. The tree families *Fabaceae*, *Asteraceae* and *Gramineae* (*Poaceae*) are the most dominant herbaceous plant families in the *dehesa* ecosystem (Burzaco et al., 1992).

In both investigated regions prevailed the forb functional group, followed by grasses and legumes with average richness of  $11.5 \pm 0.4$  species per quadrat. The plant diversity of Iberian *dehesas* is usually high (Moreno et al., 2016), and our results confirm this statement. The average number of species recorded per quadrat in sampling plots in Córdoba (Los Pedroches Valley) was near  $11.0 \pm 0.6$  different species and  $12.0 \pm 0.5$  species in Sierra de Aracena (Huelva region), which are similar scores to the results of Marañón (1986), who reported 16.5 species per 4 m<sup>2</sup>. Other authors reported higher richness rates, up to 37 species per 100 m<sup>2</sup> (Moreno et al., 2016), which are similar to the maximum value obtained in our study, 36 species per quadrat, found in one of the Huelva plots. Both studies indicated the higher species richness outside the tree canopy as underneath. According to Marañón (1986) the herbaceous communities under the oak trees are less diverse than in the open grassland, but show a distinct species composition, thereby augmenting the total species richness for the *dehesa* landscape.

Botanical analysis of the herbaceous vegetation indicated that the *dehesa* ecosystem can harbour a great variety of herbaceous species. In our study, the most of the recorded species in both investigated areas belonged to the forb functional group. Moreno, 2015 reported, that forbs together with legumes are dominant outside the canopy, while more competitive grasses, owing to their capacity of using water from deeper soil layers are dominant beneath canopy and dry out later in summer than forbs and legumes. In this sense our work showed contradictory results, which could be influenced by the selection of sampling zone, just in the transition area.

Grasses together with legumes constitute the most important elements of the pastures of the *dehesas* (Devesa Alcaraz, 1991; Marañón, 1986). Gramineous plants were the second most abundant functional group in the investigated *dehesa* stands. From an ecological point of view, the main advantage of the grass functional group is the preservation and regeneration of the soils, since it protects them from erosion (Carrasco Martín, 2010). Grasses are beneficial in binding soil particles with the help of fibrous root systems, thereby substantially reducing soil erosion and water loss and finally maintaining the soil structure (Sagar et al., 2012). The *Poaceae* family and other species within the grass functional group are mainly used as fodder plants for livestock. Further, understory grasses also influence nutrient cycling, primary production and energy flow in the forest ecosystems, provide forage for domestic and wild animals.

Legumes represented only the 16% and 21% of the species found in the transition zone of the oak crown projection in both regions. It has been reported that radiation has a positive effect for legume plants and thus its biomass decreases beneath tree canopies (Gea-Izquierdo et al., 2009; López-Carrasco et al., 2015). Therefore, the low yield of legumes in our work can be explained by its environmental requirements and competitively weakness of these light-needing plants. Also, Marañón (1986) reported,

that legumes become more abundant in the less fertile spaces between trees in the *dehesa*, while grasses were dominant beneath the tree canopy. Moreover, the content of soil nitrogen and the nitrogen mineralization rate increase beneath oak canopy (Moreno, 2015). Legumes, due to the symbiotic relationship with rhizobium bacteria, are capable to convert atmospheric nitrogen into ammonia, so they are less dependent on soil nitrogen, while grasses need more soil nitrogen to thrive (Moreno, 2015). Thus, the low abundance of the legumes beneath the oak canopy in our study could be explained by the high requirement of solar energy, independence of the soil nitrogen and possibly the competence weakness with the soil-nitrogen-demanding grasses.

From the economical point of view, legumes are an essential diet component for the livestock due to the protein supply and their high nutritional quality (Moreno, 2015), which can be an important factor in the agro-silvo-pastoral system like *dehesa*. Future research could examine the potential effects of shade on each functional group, comparing the presence, biomass and abundance of most representative species between each defoliation level of the tree.

### **Biomass**

The statistical analysis showed a negative correlation between canopy size and biomass (Table A1, appendix) but conditioned to the general size of the tree, with large trees (crown projection > 10 m  $\emptyset$ ) presenting higher biomass values under crown (Figure 9). Although López-Carrasco et al. (2015) reported negative effect of tree canopies on herbaceous biomass in Mediterranean *dehesas*, we speculate that trees with a larger crown, due to the radial growth of a few very large branches, allow a greater amount of light to enter beneath the canopy. Usually, trees with a larger crown don't cover the entire crown area with leaves, while smaller trees are usually more compact and denser and create more shade.

Our study showed that the level of defoliation correlates positively with biomass of herbaceous layer. High biomass values could be observed by the leaf loss greater than 90%. Tree canopies cover with higher leaf density cause a reduction in the aerial dry matter production and relative growth rate of herbaceous plants under cover in respect of the full sun (Caballe, 2013). Gilliam (2007) suggested that tree canopies suppress herbaceous biomass by altering soil fertility and light availability on the forest understory. Furthermore, there is always likely to be competition for resources between canopy and understory plants since trees absorb a large amount of water, nutrients and of the available solar energy (Valladares et al., 2016). These results agree with our work, in which higher values of biomass were found under trees with high defoliation rates. The biomass was also positively influenced by soil cation exchange capacity, which is one of the most important concepts in soil fertility through its ability to supply three important plant nutrients: magnesium, calcium, and potassium.

The high dry mass values of the in this defoliation class can be caused due to the predominant presence of species belonging to the grass family in this square. The presence of outliers, generated by the presence of the high-growth crop plants (cereals), resulted in two records with significantly higher biomass. Moreover, one of *dehesa* stands in Los Pedroches Valley was sown and thus showed excessive biomass charge, being

unable to recollect herbaceous data, which resulted in reduction of quadrats. The above-described cases could generate errors in data presentation and interpretation. For the higher mean significantly, the sampling could be repeated for the affected samples, or the outliers could be eliminated from the dataset in the further data analysis and investigation. Furthermore, the growth response to shade caused by many functional traits in plant species, that drive differences in rates of photosynthesis, biomass allocation, and tissue turnover and thus biomass content can also be dependent on species ecological optima, which could be allowed for in the further analysis by comparing the biomass content of single species in the stands with different light quantity.

The fact that differences between regions were found in the univariate and not in the multivariate statistical analysis, indicates that there are other variables that correlate with the region. In the case of biomass temperature seems to be the most relevant factor.

### **Shannon and Simpson biodiversity indices**

In our study, both Shannon and Simpson biodiversity indices showed a non-linear relation with defoliation, with the highest values in the moderate defoliation classes (11-25% and 26-60% of the leaf loss) and the lowest at very low or high defoliation classes. In fact, it seems, that moderate shading and consequently intermediate levels of light availability, caused by the moderate defoliation of tree canopy, have a facilitative effect on the growth of many herbaceous species in the extreme mediterranean conditions. Shade is often associated with warmer temperatures at night, cooler temperatures during day and also higher air humidity and soil moisture beneath the tree crown. Furthermore, the exposure to high values of solar radiation by a high degree of leaf loss does not favour plant growth. Very low light availability (i. e. low defoliation) can act directly to limit photosynthesis. In contrast, moderate light availability can also act indirectly on the understory in multifaceted ways, creating new and complex environment for community and ecosystem dynamics and influencing positively biodiversity indices. The shade related studies (Valladares et al., 2016) showed, that moderate shade, caused by slightly defoliation of the tree mediates stress attenuation especially in ecosystems with extreme climatic conditions. The growth and survival of the herbaceous layer can be affected by the mid-day heat in the summer season, exceeding the heat stress limit of photosynthesis and elevated evaporative demands (Valladares et al., 2016). Studies conducted in dry tropical forests of Northern India (Sagar et al., 2012) showed positive relationships of tree canopy cover with soil moisture, herbaceous diversity and biomass production. The mentioned study suggested, that the tree canopies may facilitate the herbaceous communities by modifying environmental conditions that ultimately improved the diversity and its biomass. Valladares and colleagues (2016) suggested, that trough creating and maintaining microclimatic buffer zones, dimmed sunlight works as a key determinant of forest structure and diversity.

Moreover, soil below canopies has lower bulk density and higher water holding capacity (Gea-Izquierdo et al. (2009). Furthermore, canopies redistribute precipitation, reduce light availability and soften temperatures (Gea-Izquierdo et al., 2009). Similar results to ours were obtained by Madrigal and colleagues (2008), studying the influence of macroclimatic and microclimatic conditions on herbaceous spatial patterns in

Mediterranean pastures. In this study, the authors found that the microclimatic conditions created by shrubs influenced the specific composition and the diversity of pastures, agreeing with our results. Nevertheless, this influence was caused by shrubs community, which could act distinct as a tree canopy.

Moreover, the biodiversity, expressed by the Shannon index was significantly higher in the Sierra de Aracena than in the Los Pedroches. There are several possible explanations for this result. The greater values of the Shannon index, which takes both abundance and evenness of the present species into account, could be caused by the climatic differences between the two investigated regions. The region of Huelva is characterized by slightly milder temperatures in summer period (average maximal temperatures of the hottest month) and considerably higher annual precipitation, than the Córdoba region (Table 1). These elements might create favourable conditions and are limiting factors for the plant growth, physiology and diversity in the semiarid mediterranean climate (Jacobsen et al., 2012). Nonetheless, we are aware that the sampling time is another important source of variability, which might have influenced this result. The field work in the Los Pedroches Valley spanned from the March to mid-April and the sampling in the Sierra de Aracena was conducted between the end of April until late May. Although this sampling organization was scheduled attending to the different phenotypic characteristics of both zones, trying to start by the areas where the proliferation of herbaceous species is most frequently anticipated, the first weeks of spring are crucial for the development and growth of the herbaceous plants, particularly for the therophytic ones. These differences in the specimen collection can create some discrepancies in the early species composition, its growth, tissues formation and consequently biomass values. Either way, the complete development and the formation of characteristic features and also the full flowering phase facilitates further species identification and then, their influence over the diversity indices should be minimal.

### ***Phytophthora cinnamomi***

The soil-borne pathogen oomycete, *Phytophthora cinnamomi* Rands, because of its broad host range approaching 5000 species and world-wide distribution is considered as one of the most devastating plant pathogens (Hardham & Blackman, 2018; Sena et al., 2018). Introduction of this aggressive oomycete into ecosystems, including a number of biodiversity hotspots, like the Mediterranean Basin, has devastating consequences for the natural habitats and the biodiversity of flora and fauna. Lead-in of this invasive alien species in several areas of southern Europe is considered as one of the main drivers of tree loss, and directly cause of declines in *Q. ilex* and *Q. suber* forests in the Iberian Peninsula (Ruiz-Gómez et al., 2019). In this work we hypothesized, that there is a relationship between the presence of *Phytophthora cinnamomi* and the biodiversity of herbaceous plants beneath the *Quercus ilex* canopy in different *dehesa* stands in southwestern Spain. Our study confirmed that there is a correlation between presence of the oomycete and biodiversity decay. Actually, it is risky to relate this decrease with a particular effect of *P. cinnamomi* over herbaceous species. There is a lack of studies in the pathogenicity of *P. cinnamomi* over herbaceous plants, although there is evidence of their presence in many herbs, both in symptomatic and asymptomatic hosts (Crone et al.,

2013; Wills, 1993). The absence of *Phytophthora cinnamomi* results in higher values of Shannon biodiversity index and, in a lower extent, of the Simpson index. This relationship might be driven by other factors apart from the direct effect of *P. cinnamomi* over herbaceous plants. The interaction between the pathogen and the infected tree may be considered also as a direct factor influencing the diversity beneath the canopy. Root rot, caused by *P. cinnamomi* constrains tree water uptake by destroying fine roots, which affects other physiological functions of the tree (Redondo et al., 2015; Ruiz Gómez et al., 2015). Destruction and changes in plant tissues can develop chlorosis and leaf necrosis and consequently can lead to defoliation of the tree (Sepulveda-Chavera et al., 2013). These processes might influence the ecosystem functioning and therefore the productivity and composition of the herbaceous community, although interestingly no significant differences were found for richness and biomass values in relation to the presence of the oomycete.

Moreover, the presence of *P. cinnamomi* affects more the biodiversity in the region of Huelva than in the Los Pedroches Valley, the  $\eta^2$  values showing the stronger effects for the factor province in both Shannon and Simpson indices. One possible factor related with this difference might be the different precipitation pattern between the two investigated areas. The region of Huelva is characterized by considerably higher annual precipitation, than the Córdoba region. Intense rainfall creates favourable conditions for life cycle of *Phytophthora cinnamomi*. Its dispersion is determined by soil moisture, which affects microbial motility and in forward motion of the zoospores (Ruiz-Gómez et al., 2019), supporting the hypothesis of the existence of possible direct effects of *P. cinnamomi* over the most susceptible herbaceous species. In addition, the plots in the north of Córdoba presented significantly lower Shannon's index than the dehesas of Huelva, so it could be another factor to explain the stronger effect of the *P. cinnamomi* presence on biodiversity in the Huelva region as in the Los Pedroches Valley. In the region with less biodiversity, the effect could be softer. Either way, this is an important finding in the understanding the significance and gravity of the disease, caused by the pathogen in agriculture, livestock and forestry.

Given all the aforementioned, we dare to hypothesise that in the plots of Huelva, with higher pluviometry, the presence of the oomycete causes greater loss of biodiversity in the pasture due to the direct effect over the more abundant susceptible herbaceous species than in the plots of Córdoba, with lower rainfall and more stress-adapted species. Further research in the pathogenicity of *P. cinnamomi* over the identified species should be necessary to prove this hypothesis.

## Conclusions

In this study we described, using the univariate analysis that the plots in the regions in the north of Córdoba were characterized by a lower average dry biomass than the areas in the Sierra de Aracena nearby Huelva. Although the multivariate analysis did not show significant differences regarding this factor. We hypothesize that there are other variables that correlate with the region. In the case of biomass, temperature seems to be the most relevant factor. Presumably the high biomass variability within each plot implies the importance of tree variables on biomass levels. Higher dry matter values could be observed in the 4<sup>th</sup> defoliation class (leaf loss greater than 90%), suggesting that the light availability is presumably the crucial factor for the plant growth beneath canopy.

Our research showed that extreme conditions like shade caused by high crown density and, in contrast, greater exposure to solar radiation due to high degree of leaf loss does not favour plant diversity. Intermediate defoliation levels harboured the highest levels of the Shannon and Simpson index. This is an important finding in the understanding of the role of the shade in the relation between tree and herbaceous plants in the mediterranean *dehesa*.

The Huelva plots presented higher biomass and diversity of herbaceous plants than the plots of Córdoba, influenced by climatic and environmental characteristics, as shown by the multivariate model, but perhaps also influenced by the sampling period regarding to biomass values.

*Phytophthora cinnamomi* presence was significantly related to lower levels of Shannon indices, with higher effect in Huelva. Further research is necessary to decipher if this relationship would be direct or mediated by other effects.

Moreover, the south aspect of the tree seems to have impact on the Shannon biodiversity index and richness.

The plots in both regions showed typical botanical composition of mediterranean *dehesa*, consisted by terophytic plants with almost exclusively annual species. The most represented families were *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae* and *Plantaginaceae*. In the investigated stands dominated forbs, followed by grasses and legumes.

Our methodological approach permitted the characterization of biodiversity of herbaceous plants in *dehesas* at different scales (regional, plot and tree), that are positively or negatively associated with the phytosanitary status of the tree and climatic, management and aspect gradients.

## Future research areas in the biodiversity of pastures in dehesas

While our study was designed to investigate the plant biodiversity in the transition zone (sunlight-shade ecotone) in function to the level of defoliation of the tree crown, (intensity of the shading), the future studies could compare the effects on diversity of the transition zones with full sunlight expositions (open land, between the oak trees) and strongly shaded areas (zones close to the tree trunk). Moreover, the influence of shade on specific groups of plant species, taking into account stress-tolerant and stress-intolerant plants could be examined. Also, the investigation and comparison of species composition for these three zones would be recommended to emphasize the significant role of existence different elements of ecosystems for biodiversity. According to Marañón (1986) the herbaceous communities in the open grassland zones are more diverse than the communities under the oak trees and they show a distinct species composition. The ecotone as transition zone between ecological communities is inhabited by organisms characteristic only to this area and also other species, characteristic for both biocenoses. This fact emphasizes the importance of ecotones, that contribute to augmenting biodiversity of the dehesa ecosystem.

It should be mentioned that etiology of *P. cinnamomi* root rot in *dehesas* is a controversial issue. The dispersal pattern of the pathogen is highly aleatory, and their inoculum amount highly variable and season dependent. Several studies showed that there is a lack of relationship between visible symptoms (mainly defoliation) and the presence of the pathogen (Navarro-Cerrillo et al., 2019; Sánchez-Cuesta et al., 2021). Although positive isolation of *P. cinnamomi* in one point of a specific location means that the whole area can be considered affected, the relationship between biomass and diversity indices of herbaceous community and the presence of *P. cinnamomi* should be completed with the study of the pathogen activity (quantification of inoculum) in the studied subplots. Molecular high-throughput tools such as quantitative PCR assays or Metabarcoding techniques of environmental DNA (e-DNA) seems to be an useful tool for this purpose (Català et al., 2017; Sapkota & Nicolaisen, 2015).

Our methodological approach permitted the characterization of biodiversity of herbaceous plants in *dehesas* at different scales (regional, plot and tree), that are positively or negatively associated with the phytosanitary status of the tree and climatic, management and aspect gradients. Our findings so far have been very promising but there is no doubt that the results from this study are linked to a series of methodological decisions, which could be improved in further experimental investigations.



## Bibliography

- Bélaire, C., Ichikawa, K., Wong, B. Y. L., & Mulongoy, K. J. (2010). *Sustainable use of biological diversity in socio-ecological production landscapes: Background to the "Satoyama initiative for the benefit of biodiversity and human well-being*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <http://www.deslibris.ca/ID/242845>
- Bellard, C., Courchamp, F., Bertelsmeier, C., & Thuiller, W. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, second ed. *Springer-Verlag, New York, Fort Collins, Colorado, USA*.
- Burzaco, A., Vazquez, F. M., Perez, M. C., & Esparrago, F. (1992). Especies herbáceas de interés apícola en las dehesas del sw de Badajoz (España). *Servicio de Investigación Agraria. Junta de Extremadura*, 15.
- Caballe, G. (2013). *Interactive effect of defoliation of the herbaceous layer and tree layer coverage on growth of the herbaceous layer in silvopastoral systems*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3747.8800>
- Carrasco Martín, C. (2010). *Guía de la Flora y la Fauna de la Dehesa 'El Carrascal'*. Ayuntamiento de Arganda del Rey.
- Català, S., Berbegal, M., Pérez-Sierra, A., & Abad-Campos, P. (2017). Metabarcoding and development of new real-time specific assays reveal *Phytophthora* species diversity in holm oak forests in eastern Spain. *Plant Pathology*, 66(1), 115–123. <https://doi.org/10.1111/ppa.12541>
- Chao, A. (2006). Species Estimation and Applications. In S. Kotz, C. B. Read, N. Balakrishnan, B. Vidakovic, & N. L. Johnson (Eds.), *Encyclopedia of Statistical Sciences* (p. ess5051). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/0471667196.ess5051>
- Corcobado, T., Cubera, E., Juárez, E., Moreno, G., & Solla, A. (2014). Drought events determine performance of *Quercus ilex* seedlings and increase their susceptibility to *Phytophthora cinnamomi*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 192–193, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.02.007>
- Costa Pérez, J. C., Martín Vicente, Á., Fernández Alés, R., & Estirado, M. (2006). Dehesas de Andalucía: Caracterización Ambiental. *Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía*, 19, 32, 82, 51, 289.
- Crone, M., McComb, J. A., O'Brien, P. A., & Hardy, G. E. S. J. (2013). Assessment of Australian native annual/herbaceous perennial plant species as asymptomatic or symptomatic hosts of *Phytophthora cinnamomi* under controlled conditions. *Forest Pathology*, 43(3), 245–251. <https://doi.org/10.1111/efp.12027>
- de Mazancourt, C., Isbell, F., Larocque, A., Berendse, F., De Luca, E., Grace, J. B., Haegeman, B., Wayne Polley, H., Roscher, C., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., & Loreau, M. (2013). Predicting ecosystem stability from community composition and biodiversity. *Ecology Letters*, 16(5), 617–625. <https://doi.org/10.1111/ele.12088>
- Derraik, J. G. B., Closs, G. P., Dickinson, K. J. M., Sirvid, P., Barratt, B. I. P., & Patrick, B. H. (2002). Arthropod Morphospecies versus Taxonomic Species: A Case Study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. *Conservation Biology*, 16(4), 1015–1023. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00358.x>
- Devesa Alcaraz, J. A. (Ed.). (1991). *Las gramíneas de Extremadura*. Univ. de Extremadura.
- Domínguez-Begines, J., Ávila, J. M., García, L. V., & Gómez-Aparicio, L. (2020). Soil-borne pathogens as determinants of regeneration patterns at community level in Mediterranean forests. *New Phytologist*, 227(2), 588–600. <https://doi.org/10.1111/nph.16467>

- Draper, I., Albertos, B., Brugués, M., Cano, M. J., María, R., Gallego, M. T., Garilleti, R., Guerra, J., Lara, F., & Sérgio, C. (2004). APORTACIONES AL CONOCIMIENTO DE LA FLORA BRIOLÓGICA ESPAÑOLA. NÓTULA XIV: MUSGOS, ANTOCEROTAS Y HEPÁTICAS DE LA SIERRA DE ARACENA (HUELVA). *Sociedad Española de Briología*, 24, 7–14.
- Erdős, L., Kröel-Dulay, G., Bátori, Z., Kovács, B., Németh, C., Kiss, P. J., & Tölgyesi, C. (2018). Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. *Biological Conservation*, 226, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.029>
- Fernández-Rebollo, P., García, A., Abellanas, B., Hidalgo, M., & Leal, J. R. (n.d.). *OAK DYNAMICS IN DEHESA SYSTEM*. 1.
- Ferretti, M., König, N., & Granke, O. (2016). Quality assurance within the ICP forests monitoring programme. Manual Part III. In: Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. *UNECE ICP Forests Programme Co-Ordinating Centre, Eberswalde, Germany*, 10. <https://doi.org/10.1007/BF00477148>
- Gallardo, B., Aldridge, D. C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., Thuiller, W., Yesson, C., & Vilà, M. (2017). Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global Change Biology*, 23(12), 5331–5343. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>
- Gallardo, B., Bacher, S., Bradley, B., Comín, F. A., Gallien, L., Jeschke, J. M., Sorte, C. J. B., & Vilà, M. (2019). InvasiBES: Understanding and managing the impacts of Invasive alien species on Biodiversity and Ecosystem Services. *NeoBiota*, 50, 109–122. <https://doi.org/10.3897/neobiota.50.35466>
- Gea-Izquierdo, G., Montero, G., & Cañellas, I. (2009). Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree–grass interactions. *Agroforestry Systems*, 76(2), 375–387. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9211-4>
- Gilliam, F. S. (2007). The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 57(10), 845–858. <https://doi.org/10.1641/B571007>
- Guzmán Álvarez, J., Venegas Troncoso, J., Seseña Rengel, A., Sillero Almazán, M. L., & Rodríguez Álvarez, J. A. (2012). Biomasa Forestal en Andalucía. 1. Modelo de existencias, crecimiento y producción. Coníferas. *Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, Spain*, 284.
- Hardham, A. R., & Blackman, L. M. (2018). Phytophthora cinnamomi. *Molecular Plant Pathology*, 19(2), 260–285. <https://doi.org/10.1111/mpp.12568>
- Hashoum, H., Santonja, M., Gauquelin, T., Saatkamp, A., Gavinet, J., Greff, S., Lecareux, C., Fernandez, C., & Bousquet-Mélou, A. (2017). Biotic interactions in a Mediterranean oak forest: Role of allelopathy along phenological development of woody species. *European Journal of Forest Research*, 136(4), 699–710. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1066-z>
- He, F., & Hu, X.-S. (2005). Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecology Letters*, 8(4), 386–390. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00729.x>
- Hutchison, C., Gravel, D., Guichard, F., & Potvin, C. (2018). Effect of diversity on growth, mortality, and loss of resilience to extreme climate events in a tropical planted forest experiment. *Scientific Reports*, 8(1), 15443. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33670-x>
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. 60.
- IUCN. (2008). The Mediterranean: A Biodiversity Hotspot under Threat. *The IUCN Red List of Threatened Species*.
- Jacobsen, S.-E., Jensen, C. R., & Liu, F. (2012). Improving crop production in the arid Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 128, 34–47. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.001>

- Jucker, T., Bouriaud, O., Avacaritei, D., & Coomes, D. A. (2014). Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: Linking patterns and processes. *Ecology Letters*, *17*(12), 1560–1569. <https://doi.org/10.1111/ele.12382>
- Kosola, K. R., Dickmann, D. I., Paul, E. A., & Parry, D. (2001). Repeated insect defoliation effects on growth, nitrogen acquisition, carbohydrates, and root demography of poplars. *Oecologia*, *129*(1), 65–74. <https://doi.org/10.1007/s004420100694>
- Lloveras, J., González-Rodríguez, A., Vázquez-Yáñez, O., Piñeiro, J., Santamaría, O., Olea, L., & Poblaciones, M. J. (2006). *Sustainable Grassland Productivity*.
- López-Carrasco, C., López-Sánchez, A., San Miguel, A., & Roig, S. (2015). *The effect of tree cover on the biomass and diversity of the herbaceous layer in a Mediterranean dehesa*. *Grass and forage Science*, 557–704.
- Madrigal, J., García-Rodríguez, J. A., Julian, R., Puerto, A., & Fernández-Santos, B. (2008). Exploring the influence of shrubs on herbaceous communities in a Mediterranean climatic context of two spatial scales. *Plant Ecology*, *195*(2), 225–234. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9321-x>
- Marañón, T. (1986). Plant species richness and canopy effect in the savanna-like ‘dehesa’ of S.-W. Spain. *Ecologia Mediterranea*, *12*(1), 131–141. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1986.1121>
- Marañón, T., Pugnaire, F. I., & Callaway, R. M. (2009). Mediterranean-climate oak savannas: The interplay between abiotic environment and species interactions. *Web Ecology*, *9*(1), 30–43. <https://doi.org/10.5194/we-9-30-2009>
- Médail, F. (2017). The specific vulnerability of plant biodiversity and vegetation on Mediterranean islands in the face of global change. *Regional Environmental Change*, *17*(6), 1775–1790. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1123-7>
- Meehl, G., Stock, T., Collins, W., Friedlingstein, P., Gaye, A., Gregory, J., Kitoh, A., Noda, A., Knutti, R., Murphy, J., & Raper, S. (2007). Global climate projections. *Climate change*, 283. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis., Cambridge University Press;* 747–847.
- Melendo, M., Cano, E., & Valle, F. (1996). Aportaciones al conocimiento de los pastizales mediterráneo-iberoatlánticos (Sierra Morena, España). *Ecologia mediterranea*, *22*(1), 25–37. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1996.1800>
- Montero, G., San Miguel, A., & Cañellas, I. (1998). Systems of Mediterranean Silviculture ‘La Dehesa’. *Agricultura Sostenible*, 519–554.
- Moreno, G. (2015). System report: Iberian Dehesas, Spain. *AGFORWARD Project Report*, 60.
- Moreno, G., Bertomeu, M., Cáceres, Y., Escribano, M., Gaspar, P., Hernández, A., & López, M. L. (2017). Lessons learnt: Iberian dehesa. *The AGFORWARD Research Project*.
- Moreno, G., Gonzalez-Bornay, G., Pulido, F., Lopez-Diaz, M. L., Bertomeu, M., Juárez, E., & Diaz, M. (2016). Exploring the causes of high biodiversity of Iberian dehesas: The importance of wood pastures and marginal habitats. *Agroforestry Systems*, *90*(1), 87–105. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9817-7>
- Navarro Cerrillo, R. M., Fernández Rebollo, P., Ruiz Navarro, J., & Vidiella Salaberry, A. (2001). El síndrome de la seca en masas de Quercus spp. En Andalucía. *Congreso Forestal Español*. [http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos\\_forestales/article/view/15866](http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/15866)
- Navarro-Cerrillo, R. M., Varo-Martínez, M. Á., Acosta, C., Palacios Rodríguez, G., Sánchez-Cuesta, R., & Ruiz Gómez, F. J. (2019). Integration of WorldView-2 and airborne laser scanning data to classify defoliation levels in Quercus ilex L. Dehesas affected by root rot mortality: Management implications. *Forest Ecology and Management*, *451*, 117564. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117564>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package (2.5-7)* [R]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Olea, L., Paredes, J., & Verdasco, P. (1989). Características productivas de los pastos de la dehesa del s.o. De la Península Ibérica. *Servicio de Investigación Agraria Apartado Badajoz*.
- Peco, B., de Pablos, I., Traba, J., & Levasor, C. (2005). The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: The case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 6(2), 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.002>
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusià, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., Grau, O., Peguero, G., Margalef, O., Pla-Rabés, S., Stefanescu, C., Asensio, D., Preece, C., Liu, L., Verger, A., Rico, L., ... Terradas, J. (2018). Assessment of the impacts of climate change on Mediterranean terrestrial ecosystems based on data from field experiments and long-term monitored field gradients in Catalonia. *Environmental and Experimental Botany*, 152, 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.05.012>
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. (Hannover 3.16) [Computer software]. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. (4.0.2) [Computer software]. <https://www.r-project.org/>
- Redondo, M. Á., Pérez-Sierra, A., Abad-Campos, P., Torres, L., Solla, A., Reig-Armiñana, J., & García-Breijo, F. (2015). Histology of *Quercus ilex* roots during infection by *Phytophthora cinnamomi*. *Trees*, 29(6), 1943–1957. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1275-3>
- Río, M., Pretzsch, H., Ruíz-Peinado, R., Ampoorter, E., Annighöfer, P., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L., Drössler, L., Fabrika, M., Forrester, D. I., Heym, M., Hurt, V., Kurylyak, V., Löf, M., Lombardi, F., Madrickiene, E., Matović, B., ... Bravo-Oviedo, A. (2017). Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*–*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. *Journal of Ecology*, 105(4), 1032–1043. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12727>
- Rodríguez-Romero, M., Godoy-Cancho, B., Calha, I. M., Passarinho, J. A., & Moreira, A. C. (2021). Allelopathic Effects of Three Herb Species on *Phytophthora cinnamomi*, a Pathogen Causing Severe Oak Decline in Mediterranean Wood Pastures. *Forests*, 12(3), 285. <https://doi.org/10.3390/f12030285>
- Ruiz Gómez, F. J., Navarro-Cerrillo, R. M., Sánchez-Cuesta, R., & Pérez-de-Luque, A. (2015). Histopathology of infection and colonization of *Quercus ilex* fine roots by *Phytophthora cinnamomi*. *Plant Pathology*, 64(3), 605–616. <https://doi.org/10.1111/ppa.12310>
- Ruiz Gómez, F., Pérez-de-Luque, A., Sánchez-Cuesta, R., Quero, J., & Navarro Cerrillo, R. (2018). Differences in the response to acute drought and *Phytophthora cinnamomi* Rands Infection in *Quercus ilex* L. seedlings. *Forests*, 9(10), 634. <https://doi.org/10.3390/f9100634>
- Ruiz-Gómez, F. J., Pérez-de-Luque, A., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2019). The Involvement of *Phytophthora* Root Rot and Drought Stress in Holm Oak Decline: From Ecophysiology to Microbiome Influence. *Current Forestry Reports*, 5(4), 251–266. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00105-3>
- Sagar, R., Pandey, A., & Singh, J. S. (2012). Composition, species diversity, and biomass of the herbaceous community in dry tropical forest of northern India in relation to soil moisture and light intensity. *The Environmentalist*, 32(4), 485–493. <https://doi.org/10.1007/s10669-012-9414-5>
- Sala, O. E., Stuart Chapin III, F., Armesto, J. J., & Berlow, E. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sánchez Peña, G., Torres Martínez, B., Prieto González, M., & Revenga Fernández, G. (2010). Anuario de sanidad forestal, 2010. *Servicio de Sanidad Forestal y Equilibrios Biológicos (SSF) Subdirección General de Política Forestal y Desertificación, Gobierno de España*.
- Sánchez-Cuesta, R., Ruiz-Gómez, F. J., Duque-Lazo, J., González-Moreno, P., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2021). The environmental drivers influencing spatio-temporal dynamics of oak

- defoliation and mortality in dehesas of Southern Spain. *Forest Ecology and Management*, 485, 118946. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118946>
- San-Eufrasio, B., Castillejo, M. Á., Labella-Ortega, M., Ruiz-Gómez, F. J., Navarro-Cerrillo, R. M., Tienda-Parrilla, M., Jorrín-Novo, J. V., & Rey, M.-D. (2021). Effect and Response of *Quercus ilex* subsp. *Ballota* [Desf.] Samp. Seedlings From Three Contrasting Andalusian Populations to Individual and Combined Phytophthora cinnamomi and Drought Stresses. *Frontiers in Plant Science*, 12, 17.
- Sapkota, R., & Nicolaisen, M. (2015). An improved high throughput sequencing method for studying oomycete communities. *Journal of Microbiological Methods*, 110, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2015.01.013>
- Sena, K., Crocker, E., Vincelli, P., & Barton, C. (2018). Phytophthora cinnamomi as a driver of forest change: Implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management*, 409, 799–807. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.022>
- Sepulveda-Chavera, G., Salvatierra-Martínez, R., Bilbao-Apata, C., Sepúlveda-Ramírez, P., Allende-Castro, M., & Alache-González, J. (2013). Presence of Phytophthora cinnamomi Rands. In avocado orchards in Azapa and Codpa valleys, Chile. *Idesia (Arica)*, 31(2), 41–47. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292013000200006>
- Serrano, M. S., Fernández-Rebollo, P., De Vita, P., Carbonero, M. D., Trapero, A., & Sánchez, M. E. (2010). *Lupinus luteus*, a new host of Phytophthora cinnamomi in Spanish oak-rangeland ecosystems. *European Journal of Plant Pathology*, 128(2), 149–152. <https://doi.org/10.1007/s10658-010-9652-7>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Universidad de Córdoba. (1998). *La dehesa virtual. Conozca al Cerdo ibérico*. <http://www.uco.es/organiza/departamentos/prod-animal/economia/dehesa/etnolo.htm>
- Valdés, B., Talavera, S., & Fernández-Galiano, E. (1987). *Flora Vascular de Andalucía Occidental* (Fundación para la Ecología y la Protección del Medio Ambiente, Vols 1–3). Ketres.
- Valladares, F., Laanisto, L., Niinemets, Ü., & Zavala, M. A. (2016). Shedding light on shade: Ecological perspectives of understorey plant life. *Plant Ecology & Diversity*, 9(3), 237–251. <https://doi.org/10.1080/17550874.2016.1210262>
- Vitousek, P. M. (1994). *Beyond Global Warming: Ecology and Global Change*. *Ecology*(75), 1861–1876.
- Voelkel, B., Marshall, M., Lund, A., & Gobeli, A. (2018). *A Simple Method for Estimating Plant Biomass Used in Grazing Management*. Texas A&M Natural Resources Institute.
- Wills, R. T. (1993). The ecological impact of Phytophthora cinnamomi in the Stirling Range National Park, Western Australia. *Australian Journal of Ecology*, 18(2), 145–159. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00439.x>
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(4), 1463–1468. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>
- Zeleny, D. (2021). *Analysis of community ecology data in R*. 7.
- Zimmerer, K. S. (2010). Biological Diversity in Agriculture and Global Change. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 137–166. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-040309-113840>

## Declaration of authorship

With this statement I hereby confirm that I have written the accompanying thesis by myself, without contributions from any sources other than those cited in the text and acknowledgements. This applies also to all graphics, drawings, maps and images included in this work. Data analysis and all statistical analysis were carried out with the help and support of the supervisors of this thesis at the Department of Forestry Engineering at Universidad de Córdoba.

Córdoba, 31.08.2021

*Katherine Ornelas*

Place and date

Signature

## Appendix

### Biomass

Table A1: Average coefficients of the multimodel selection for multivariate analysis, explaining herbal species biomass (dry matter) with environmental variables, plot variables and the best combination of both groups. All abbreviations of environmental and plot variables are described in the Table 2 in the Methods section. From up to down table shows the result for environmental variables analysis and plot variables analysis. The p-values numbers marked with star indicate numbers that are significant on the 95% confidence limit.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
<b>Environmental variables</b>					
(Intercept)	2.76	0.15	0.15	17.85	0.00*
cic	0.35	0.16	0.16	2.20	0.03*
ta	0.69	0.19	0.19	3.57	0.00*
ps	0.24	0.16	0.16	1.51	0.13
arc	0.16	0.13	0.13	1.22	0.22
ins	0.19	0.14	0.15	1.33	0.18
ptt	0.10	0.21	0.21	0.47	0.64
province	0.14	0.38	0.38	0.36	0.72
ori	0.10	0.15	0.15	0.66	0.51
<b>plot variables</b>					
(Intercept)	2.77	0.22	0.22	12.50	0.00*
tcrown	-0.21	0.11	0.11	1.94	0.05*
def_class	2.58	0.66	0.67	3.87	0.00*
def_class <sup>2</sup>	1.17	0.57	0.57	2.04	0.04*
ori	-0.06	0.09	0.09	0.74	0.46
dbh	0.02	0.12	0.12	0.19	0.85
Pc	-0.10	0.40	0.40	0.26	0.79
<b>best model</b>					
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> z )	
(Intercept)	2.74	0.16	17.59	0.00*	
cic	0.41	0.20	2.09	0.04*	
ta	0.78	0.20	3.87	0.00*	
tcrown	-0.24	0.10	-2.47	0.01*	
def_class	2.40	0.64	3.73	0.00*	
def_class <sup>2</sup>	0.89	0.51	1.73	0.08	

## Richness

Table A2: Average coefficients of the multimodel selection for multivariate analysis, explaining herbal species richness with environmental variables, plot variables and the best combination of both groups. All abbreviations of environmental and plot variables are described in the Table 2 in the Methods section. From up to down table shows the result for environmental variables analysis and plot variables analysis. The p-values numbers marked with star indicate numbers that are significant on the 95% confidence limit.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
<b>environmental variables</b>					
(Intercept)	2.29	0.16	0.17	13.88	0.00*
<b>arc</b>	0.20	0.09	0.09	2.31	0.02*
cic	-0.12	0.09	0.09	1.32	0.19
province	0.29	0.43	0.43	0.68	0.50
ps	-0.01	0.09	0.09	0.15	0.88
ins	-0.02	0.08	0.08	0.24	0.81
ta	-0.08	0.13	0.13	0.59	0.56
ptt	-0.18	0.26	0.26	0.69	0.49
ori	0.00	0.08	0.08	0.03	0.98
<b>plot variables</b>					
(Intercept)	2.30	0.11	0.11	20.31	0.00*
<b>ori</b>	0.11	0.04	0.04	2.74	0.01*
def_class	-0.02	0.34	0.35	0.07	0.94
<b>def_class<sup>2</sup></b>	-0.60	0.34	0.35	1.75	0.08*
Pc	-0.15	0.18	0.18	0.83	0.41
dbh	0.02	0.04	0.04	0.60	0.55
tcrown	0.02	0.03	0.04	0.52	0.60
	<b>Estimate</b>	<b>Std. Error</b>		<b>z value</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>
<b>best model</b>					
(Intercept)	2.28	0.08		26.97	0.00*
<b>ori</b>	0.11	0.05		2.36	0.02*
<b>arc</b>	0.20	0.08		2.38	0.02*



## Shannon index

Table A3: Average coefficients of the multimodel selection for multivariate analysis, explaining Shannon diversity index 6 with environmental variables, plot variables and the best combination of both groups. All abbreviations of environmental and plot variables are described in the Table 2 in the Methods section. From up to down table shows the result for environmental variables analysis and plot variables analysis. The p-values numbers marked with star indicate numbers that are significant on the 95% confidence limit.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
<b>environmental variables</b>					
(Intercept)	1.35	0.18	0.18	7.43	0.00*
province	0.44	0.26	0.26	1.69	0.09
ptt	0.11	0.20	0.20	0.57	0.57
arc	0.17	0.11	0.11	1.51	0.13
<b>plot variables</b>					
(Intercept)	1.45	0.12	0.12	11.60	0.00
<b>ori</b>	0.15	0.06	0.06	2.43	0.02*
def_class	0.03	0.49	0.50	0.06	0.95
<b>def_class<sup>2</sup></b>	-1.11	0.47	0.47	2.33	0.02*
Pc	-0.16	0.21	0.21	0.73	0.47
<b>best model</b>					
	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
(Intercept)	1.29	0.17	0.17	7.60	0.00*
<b>def_class</b>	0.00	0.49	0.50	0.01	0.99
<b>def_class<sup>2</sup></b>	-1.10	0.47	0.47	2.32	0.02*
<b>province</b>	0.44	0.19	0.19	2.26	0.02*
<b>ori</b>	0.15	0.06	0.06	2.42	0.02*

## Simpson index

Table A4: Average coefficients of the multimodel selection for multivariate analysis, explaining Simpson diversity index with environmental variables, plot variables and the best combination of both groups. All abbreviations of environmental and plot variables are described in the Table 2 in the Methods section. From up to down table shows the result for environmental variables analysis and plot variables analysis. The p-values numbers marked with star indicate numbers that are significant on the 95% confidence limit.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
<b>environmental variables</b>					
(Intercept)	0.61	0.06	0.06	10.89	0.00*
province	0.16	0.07	0.07	2.35	0.02*
ptt	0.07	0.03	0.03	2.15	0.03*
<b>plot variables</b>					
(Intercept)	0.64	0.04	0.04	17.42	0.00*
def_class	0.13	0.18	0.18	0.72	0.47
def_class <sup>2</sup>	-0.38	0.18	0.18	2.15	0.03*
<b>best model</b>					
	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	0.57	0.09	14.17	6.59	0.00*
ptt	0.01	0.08	13.86	0.08	0.93
province	0.14	0.15	13.95	0.90	0.38
def_class	0.12	0.18	205.99	0.63	0.53
def_class <sup>2</sup>	-0.37	0.18	200.80	-2.12	0.04*

### Defoliation classes

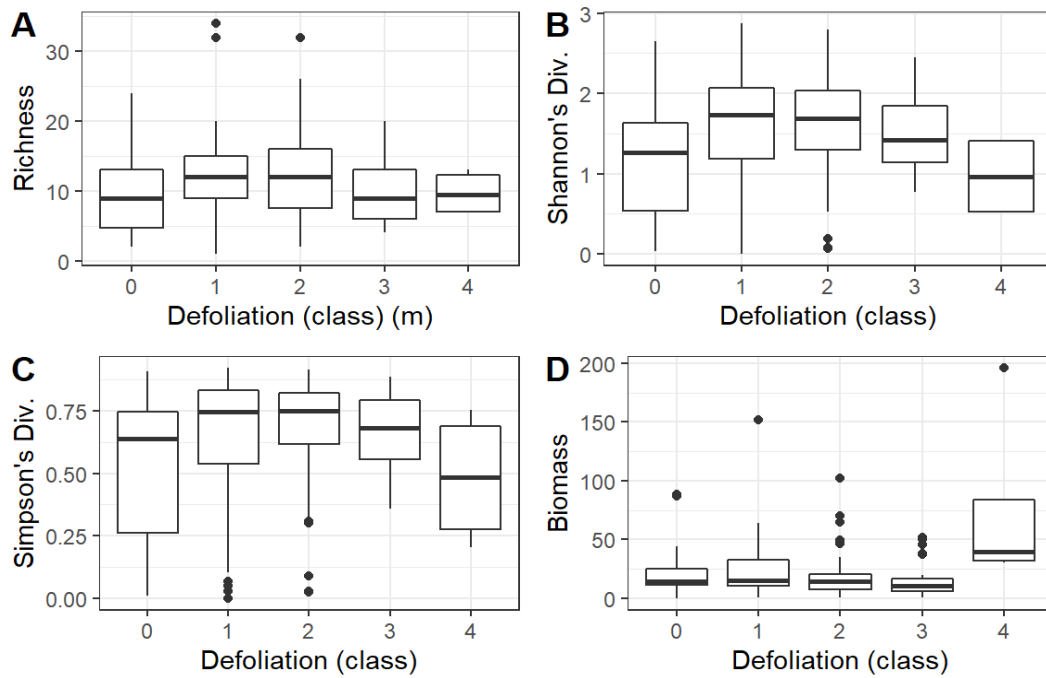


Figure A1: Influence of 5 defoliation classes (0 -4) on species richness (A), Shannon's diversity index (B), Simpson's diversity index (C) and herbaceous biomass (D) beneath the *Quercus ilex* canopy.

### Diameter at breast height

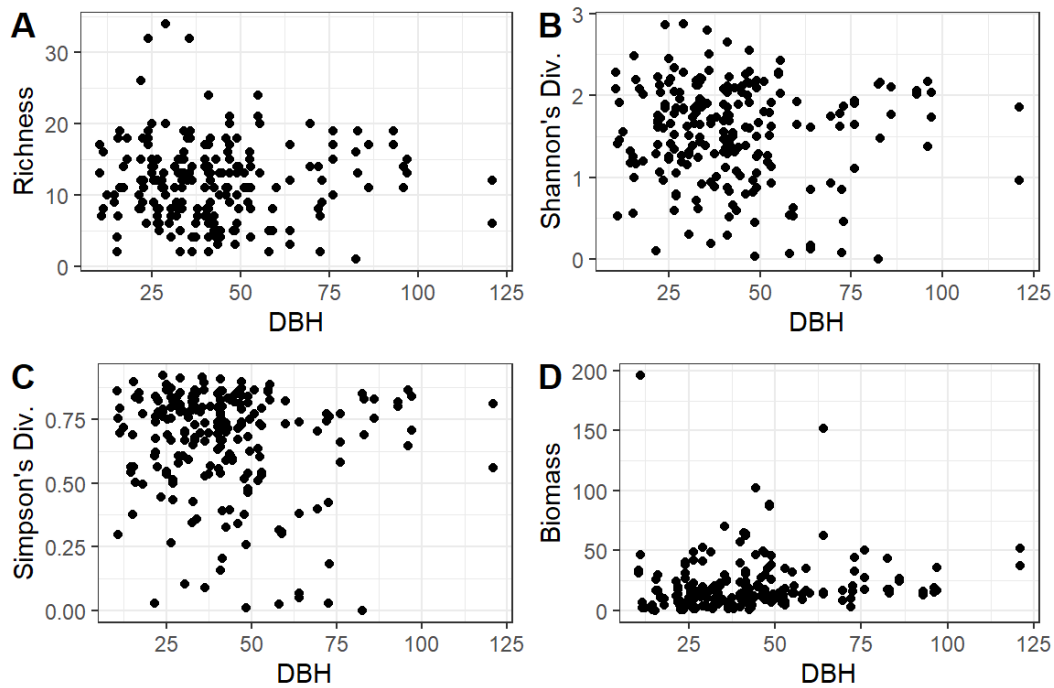


Figure A2: Influence of diameter at breast height (DBH) of the *Quercus ilex* tree on species richness (A), Shannon's diversity index (B), Simpson's diversity index (C) and herbaceous biomass (D) beneath the *Q. ilex* canopy.

*Phytophthora cinnamomi*

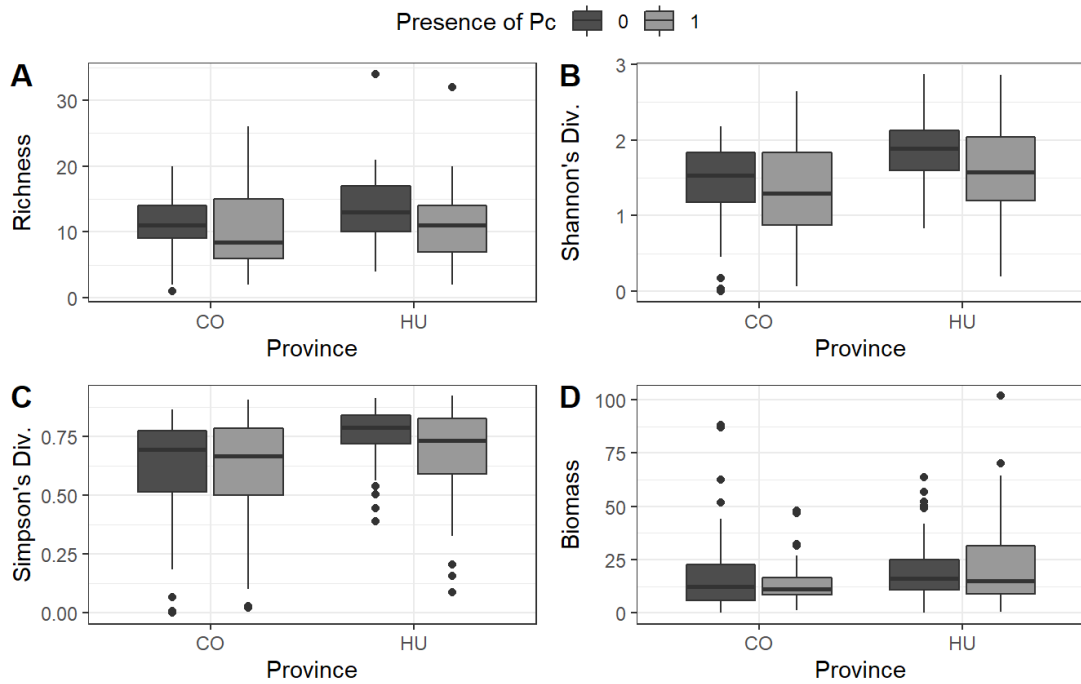


Figure A3: Influence of the presence (1, black) and absence (0, grey) of *Phytophthora cinnamomi* (*Pc*) on the diversity indices in the Province of Huelva (HU) and Córdoba (CO).

Defoliation in %

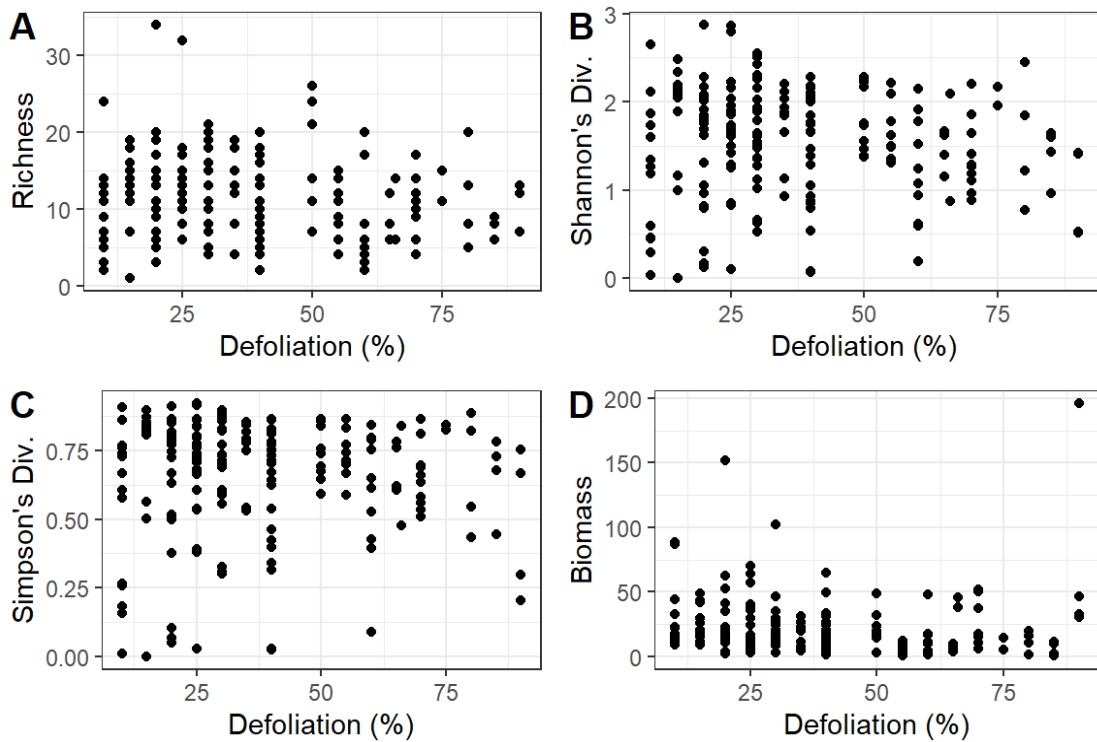


Figure A4: Influence of defoliation the *Quercus ilex* canopy on species richness (A), Shannon's diversity index (B), Simpson's diversity index (C) and herbaceous biomass (D) beneath the *Q. ilex* canopy.

# TRABAJO FIN DE MÁSTER

## Resumen en español

*Patrones de diversidad de herbáceas en la dehesa y su relación con la presencia de patógenos exóticos invasores.*



**Nombre y apellido:** Katherine Onoszko

**Titulación:** Máster en Biología en Technische Universität Dresden, Alemania

**Título del TFM:** Patrones de diversidad de herbáceas en la dehesa y su relación con la presencia de patógenos exóticos invasores

**Directores del TFM:** Dr Pablo González-Moreno (Universidad Córdoba), Dr Francisco José Ruiz Gómez (Universidad Córdoba)

**Área de conocimiento:** Ingeniería Agroforestal

**Institución:**

Departamento de Ingeniería Forestal

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes

Universidad Córdoba, España

**Curso académico:** 2020/2021

La *dehesa* es un ecosistema único que integra árboles, ganado y pastos, y se utiliza mayoritariamente para la agricultura extensiva aprovechando los recursos limitados del territorio, compatibilizando la producción agropastoral con la sostenibilidad. Desde el punto de vista económico, este particular encinar mediterráneo disperso se utiliza para la cría de cerdos ibéricos en libertad (negro lampiño, negro entrepelado, colorado...), alimentándose con bellotas de encina consideradas las más dulces de España, dando a la carne su sabor único. No obstante, el pastoreo también es significativo desde el punto de vista ecológico. El pasto permite mantener una estructura y composición de la vegetación única y determinada. Estos ecosistemas seminaturales están asociados a una gran diversidad biológica y proporcionan importantes recursos naturales y servicios ecosistémicos. Uno de esos "hotspots" de biodiversidad" se encuentra en la región noroeste de Andalucía (suroeste de la Península Ibérica, España), que se extiende desde las montañas del noroeste de la provincia de Jaén (Sierra Morena) y el Valle de Los Pedroches (ubicado al norte de la provincia de Córdoba), hasta el Andevalo, región en la provincia de Huelva. El clima del área de estudio es contrastante entre las dos regiones seleccionadas. Las parcelas ubicadas en el Valle de Los Pedroches (Córdoba) se caracterizan por su clima mediterráneo continental y sus extensos pastizales fuertemente definidos, que ocupan grandes extensiones debido al predominio de usos pecuarios. La topografía y el clima permiten en gran parte sólo el cultivo de pastos y el manejo forestal (producción de leña y corcho). Esta región de relieve levemente ondulado se encuentra en la penillanura de la sierra de Sierra Morena en el norte de la provincia de Córdoba. La mayor parte de la región se encuentra a una altitud de entre 600 y 700 m, superando en ocasiones los 800 m sobre el nivel del mar. Las parcelas visitadas están situadas a una altitud entre 452 y 645. Desde el punto de vista litológico, los suelos están formados por regosoles y cambisoles. La región está dominada por batolitos de granito, dando a los suelos valores de pH ácido. El clima es seco, subhúmedo y húmedo con un período de sequía en verano y precipitación anual entre 493,6 y 584,1 mm. La temperatura media anual del aire es de 16 ° C, con temperaturas mínimas medias entre 2,3 y 2,5 ° C y máximas medias entre 34,4 y 35,9 ° C en los meses más fríos y calurosos, respectivamente.

La Sierra de Aracena representa el extremo suroeste de Sierra Morena y el límite norte de la provincia de Huelva. Es un conjunto de montañas con suaves laderas y valles de baja elevación, aunque algunas alturas superan los 1000 m. La altitud de las parcelas investigadas varía de 194 metros a 605 m. Los suelos de esta región se componen de materiales predominantemente ácidos y metamórficos. El clima de la Sierra de Aracena es típicamente mediterráneo, aunque, al estar expuesta a los vientos del Atlántico, es relativamente templado y húmedo (clima mediterráneo costero). La influencia oceánica proporciona abundantes lluvias, principalmente en otoño y primavera. La precipitación anual de las parcelas investigadas valores entre 680,1 y 1039,6 mm. La temperatura media anual del aire es de 16 ° C. Las temperaturas mínimas medias del mes más frío se sitúan entre 2,5 y 3,9 ° C y las máximas medias entre 32,8 y 34,7 ° C en los meses más calurosos. En ambas regiones, los episodios de lluvias se concentran durante los meses más fríos del año y hay un largo período de sequía estival, con altas temperaturas y déficit hídrico entre junio y septiembre.

La encina (*Quercus ilex* L.) es la especie que domina el estrato arbóreo de estos ecosistemas, ocupando más del 67,5% de la extensión estimada de dehesas en Andalucía como única especie, y hasta un 13% mezclada con alcornoques. Este árbol que proporciona sombra está acompañado en la configuración típica de dehesas por pastos que consisten en plantas herbáceas, hierbas, pasto y sotobosque de arbustos casi ausentes adaptados para sobrevivir a la baja fertilidad del suelo, veranos prolongados y secos e inviernos suaves y húmedos. La forma de copa y densidad de los árboles depende del tipo e intensidad del tratamiento histórico aplicado a este ecosistema seminatural, resultado de la acción humana prolongada. La encina es una especie de hoja perenne con copas anchas y extendidas, cada árbol desarrolla un microclima favorable sobre la proyección de la copa debido a las condiciones extremadamente secas y calurosas del verano. La sombra de copa permite la protección de la hierba en suelos pobres en el clima mediterráneo semiárido, interceptando la radiación solar, mitigando la evaporación del agua del suelo y reduciendo los efectos secantes del viento. Todos estos factores, provocados por la sombra de los árboles, contribuyen al aumento de la biodiversidad debajo de cada árbol.

Sin embargo, en las últimas décadas, varios factores están causando una disminución en la vitalidad, densidad y cobertura de los árboles que conforman la dehesa, lo que lleva a cambios a largo plazo en la composición de las especies y la estructura del ecosistema. Uno de los principales factores que contribuyen a la pérdida de árboles es el decaimiento de la encina ("*La seca*"). Además, errores de manejo forestal como daños en el tronco y ramas con ladrillos que afectan los tejidos y la corteza, condiciones climáticas extremas como la sequía podría provocar una baja resistencia biológica de los árboles. El debilitamiento de los ecosistemas forestales podría desencadenar brotes de enfermedades y plagas (es decir, daños por insectos defoliadores) y posteriormente al desarrollo de procesos de secado de los bosques. Sin embargo, los factores inmediatos que afectan la diversidad herbácea en los hábitats de la dehesa española aún son poco conocidos. Abordar estas preguntas requiere investigar la relación entre la condición de las encinas y los cambios en la frecuencia de ocurrencia, abundancia y composición de especies herbáceas debajo de la copa. Combinar las observaciones de la diversidad vegetal con la medición del clima, la vitalidad de los árboles y la presencia de otros factores bióticos y abióticos en las regiones seleccionadas del sur de España generaría una comprensión sólida de los patrones de diversidad vegetal a diferentes escalas.

El objetivo principal de este Trabajo Fin de Máster es la caracterización y estudio de patrones de biodiversidad de vegetación herbácea de las dehesas en relación a características ambientales, de manejo y estado del arbolado. Como subobjetivos el proyecto pretende:

- Estudiar la biodiversidad de herbáceas en dehesas a distintas escalas (regional, parcela y árbol) identificando los principales patrones en relación a un gradiente climático, de manejo y exposición.
- Cuantificar el efecto del estado fitosanitario del arbolado y sobre la biodiversidad de herbáceas, así como la posible interacción con la presencia de agentes bióticos incluyendo *Phytophthora cinnamomi*.

En este Trabajo de Fin de Máster, partiendo de la base de la Red SEDA (Red de Equilibrios Biológicos de Andalucía), se han preseleccionado 20 parcelas de encinar adehesado en el Norte de Huelva y Norte de Córdoba (10 parcelas por región - 5 parcelas de presencia y 5 parcelas de ausencia de oomicetos). En todas las parcelas se caracterizó la pendiente,



el hidromorfismo, daños en el arbolado, usos y aprovechamientos, tipo de suelo, orografía, labores silvícolas, ganadería y regeneración del arbolado. El estado fitosanitario del árbol (*Q. ilex* L.) se caracterizó con una estimación del porcentaje de defoliación (entre 0 y 100) en comparación con un “árbol de referencia” local, según la intercalibración a nivel nacional. Luego, los porcentajes se transformaron en cinco niveles de defoliación (Nivel 0 = <10% de defoliación de corona, nivel 1 = 11 - 25% de defoliación de corona, nivel 2 = 26 - 60% de defoliación de corona, nivel 3 = 61 - 90% de corona defoliación y nivel 4 => 90% de defoliación de la corona). También se observó la ocurrencia de otras enfermedades de los árboles como el cancro y la presencia de daños, así como insectos barrenadores e insectos defoliadores.

En cada parcela se seleccionaron 6 árboles al azar, realizando en ellos un muestreo de especies herbáceas en la zona límite de la proyección de copa, tanto al norte como al sur, usando cuadrados de 0,25 m<sup>2</sup>, resultando en un total de 240 muestreos de herbáceas (6 árboles x 2 orientaciones x 20 parcelas). Para cada punto de muestreo se registró el identificador de árbol y su estado defoliación, así como la distancia-orientación del cuadrado de muestreo respecto a la base del tronco. Posteriormente se cosechó toda la biomasa aérea de herbáceas para su posterior procesamiento en laboratorio. El procesamiento de las muestras consistió en clasificar las plantas herbáceas frescas recolectadas de cada cuadrado según la taxonomía botánica. Luego el material vegetal fue secado a una temperatura de 60°C por un mínimo de 24 horas en una estufa de convección de aire para la deshidratación de material vegetal. Para determinar la cantidad de biomasa, se pesó cada grupo de plantas clasificadas con una precisión de centésima de gramo. Además, se tomó una fotografía de cada planta clasificada, así como se realizó un herbario de plantas y flores representativas encontradas en cada parcela. En base a los datos recogidos se calcularán índices de biodiversidad de herbáceas a nivel de comunidad para cada cuadrado (p.e. Shannon-Wiener, Simpson, riqueza de especies). El análisis se realizó en fases de análisis descriptivo de los patrones de diversidad a distintas escalas espaciales (regional, parcela y árbol). Se estudió la relación entre biodiversidad de herbáceas y factores climáticos, características de la parcela, estado del árbol (incluyendo la interacción con agentes bióticos) y orientación usando modelos generalizados lineales mixtos a nivel de cuadrado.

Además, este proyecto tuvo como objetivo cuantificar el efecto del estado fitosanitario de los árboles sobre la biodiversidad de las plantas herbáceas, así como la posible interacción con la presencia de agentes bióticos como *Phytophthora cinnamomi*.

Se examinó la  $\alpha$ -diversidad mediante la medición de los índices de Shannon y Simpson, la riqueza de especies y la biomasa. Durante la primavera de 2021 se realizó un muestreo de la cobertura herbácea, utilizando cuadrados de muestreo de 50 x 50 cm (0.25 m<sup>2</sup>). Se investigó la riqueza de la capa herbácea, su biomasa y composición en la zona de transición bajo la copa de *Quercus ilex* en la orientación norte y sur del árbol.

Se ha encontrado que ambas regiones investigadas estaban dominadas por plantas herbáceas de familias diferentes a *Poaceae* y *Fabaceae* (engl. "forbs"), seguidas por los grupos funcionales de gramíneas y leguminosas. La especie más abundante en toda el área de estudio fue *Ornithopus compressus*. Otras plantas herbáceas con alta abundancia fueron especies pertenecientes a los géneros *Trifolium* y *Plantago*. Considerando las dos regiones investigadas juntas, las familias más representadas fueron *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae* y *Plantaginaceae*.

Las gramíneas junto con las leguminosas constituyen los elementos más importantes de los pastos de las dehesas. El análisis botánico de la vegetación herbácea indicó que el ecosistema de la dehesa puede albergar una gran variedad de especies herbáceas. En nuestro estudio, la mayoría de las especies registradas en ambas áreas investigadas pertenecían al grupo funcional forb. Forbs junto con las leguminosas son dominantes fuera de la copa del árbol, mientras que las más competitivas son las gramíneas, debido a su capacidad de utilizar agua de capas de suelo más profundas, dominan debajo del dosel y se secan más tarde en verano que los forbs y las leguminosas. En este sentido nuestro trabajo arrojó resultados contradictorios, los cuales podrían estar influenciados por la zona de selección de muestreo, solo en la zona de transición. Las gramíneas fueron el segundo grupo funcional más abundante en los rodales de dehesa investigados. Desde el punto de vista ecológico, la principal ventaja del grupo funcional forbs es la conservación y regeneración de los suelos, ya que los protege de la erosión. La familia *Poaceae* y otras especies dentro del grupo funcional de gramíneas se utilizan principalmente como plantas forrajeras para el ganado. Además, los pastos del sotobosque también influyen en el ciclo de nutrientes, la producción primaria y el flujo

de energía en los ecosistemas forestales y proporcionan forraje para los animales domésticos y salvajes. Las leguminosas representaron el último grupo de las especies encontradas en la zona de transición de la proyección de la copa de la encina en ambas regiones. Se ha informado que la radiación tiene un efecto positivo para las plantas leguminosas y, por lo tanto, su biomasa disminuye debajo de las copas de los árboles. Por tanto, el bajo rendimiento de leguminosas en nuestro trabajo puede explicarse por sus requisitos medioambientales y la debilidad competitiva de estas plantas ya que necesitan más cantidad de luz. Además, las leguminosas se vuelven más abundantes en los espacios menos fértiles entre los árboles en la dehesa, mientras que las gramíneas dominaban debajo del dosel de los árboles. Además, el contenido de nitrógeno del suelo y la tasa de mineralización de nitrógeno aumentan debajo del dosel. Las legumbres, debido a la relación simbiótica con las bacterias *Rhizobium*, son capaces de convertir el nitrógeno atmosférico en amoníaco, por lo que dependen menos del nitrógeno del suelo, mientras que los pastos necesitan más nitrógeno del suelo para prosperar. Por lo tanto, la baja abundancia de leguminosas debajo del dosel de roble en nuestro estudio podría explicarse por el alto requerimiento de energía solar, la independencia del nitrógeno del suelo y posiblemente la debilidad de la competencia con los pastos que demandan nitrógeno del suelo. Desde el punto de vista económico, las legumbres son un componente esencial de la dieta del ganado por el aporte de proteínas y su alta calidad nutricional, lo que puede ser un factor importante en el sistema agrosilvopastoral como la dehesa. La investigación futura podría examinar los efectos potenciales de la sombra en cada grupo funcional, comparando la presencia, biomasa y abundancia de las especies más representativas entre cada nivel de defoliación del árbol.

En cuanto a la riqueza, en la escala de unidad de muestreo la mayor riqueza a nivel de cuadrante se encontró en una de las subparcelas de HU y ascendió a 36 especies por cuadrante. El número mínimo de especies con solo 1 especie por subparcela se registró en una subparcela en la región de Huelva y en Los Pedroches. La riqueza global de especies en el área de estudio (el número promedio de especies registradas en los 223 cuadrantes de los 20 rodales de dehesa) fue de  $11,5 \pm 0,4$  especies por cuadrante. Se pudo demostrar que no hay diferencias significativas en la riqueza de comunidades herbáceas debajo de la encina entre las dos regiones estudiadas, aunque la orientación

del cuadrado y el contenido de arcilla del suelo parecen ser las variables más importantes asociadas con la riqueza de especies. Las características de los árboles no fueron relevantes para la riqueza de especies. La mayor riqueza de especies se registró para los árboles con DAP (Diámetro a la altura del pecho) menor a 50 cm y diámetro de copa entre 5 y 10 m, sin embargo, no hay una relación estadísticamente significativa entre ellos según el análisis multivariado. Los niveles de defoliación no influyeron en la riqueza de especies según análisis univariante y multivariado. Otros autores reportaron mayores valores de riqueza, hasta 37 especies por 100 m<sup>2</sup> (Moreno et al., 2016), que son similares al valor máximo obtenido en nuestro estudio, 36 especies por cuadrado, encontrado en una de las parcelas de Huelva. Ambos estudios indicaron la mayor riqueza de especies fuera de la copa de los árboles que debajo. Según Marañón (1986), las comunidades herbáceas bajo los robles son menos diversas que en los pastizales abiertos, pero muestran una composición de especies distinta, lo que aumenta la riqueza total de especies para el paisaje de la dehesa.

El análisis univariante reveló menor biomasa promedio en las parcelas de las regiones del Norte de Córdoba que en las áreas de la Sierra de Aracena, lo que indica que existen otras variables que se correlacionan con la región. En el caso de la biomasa, la temperatura parece ser el factor más relevante. Además, la biomasa no presentó diferencias significativas con respecto a la orientación del árbol. Aunque la importancia de las variables de los árboles en los niveles de biomasa se refleja en la alta variabilidad dentro de cada parcela. Los valores más altos de biomasa podrían observarse en pies con defoliación superior al 90%. El tamaño de la copa de los árboles como variable continua se correlaciona negativamente con la biomasa. Sin embargo, separándonos en dos clases de diámetro (es decir > 10 m) encontramos la relación opuesta, siendo la materia seca de la planta herbácea significativamente mayor. La cobertura de las copas de los árboles con mayor densidad foliar provoca una reducción en la producción aérea de materia seca y la tasa de crecimiento relativo de las plantas herbáceas bajo cubierta con respecto al pleno sol. Además, las copas de los árboles suprimen la biomasa herbácea al alterar la fertilidad del suelo y la disponibilidad de luz en el sotobosque del bosque. Además, siempre es probable que haya competencia por los recursos entre las plantas del dosel y del sotobosque, ya que los árboles absorben una gran cantidad de agua, nutrientes y de

la energía solar disponible. La biomasa también se vio influenciada positivamente por la capacidad de intercambio catiónico del suelo, que es uno de los conceptos más importantes en la fertilidad del suelo a través de su capacidad para suministrar tres nutrientes vegetales importantes: magnesio, calcio y potasio.

También se encontró que los índices de biodiversidad de Shannon y Simpson mostraron una relación no lineal con la defoliación, con los valores más altos en las clases de defoliación moderada (pérdida de hojas 11 - 60%). Además, nuestros resultados revelaron una correlación significativa entre la presencia de *P. cinnamomi* y decaimiento de la biodiversidad. La presencia del oomiceto afecta más a la biodiversidad en la región de Huelva que en el Valle de Los Pedroches, mostrando los efectos más fuertes tanto en los índices de Shannon como en Simpson, posiblemente causados por mayores precipitaciones anuales en la Sierra de Aracena que en la región de Córdoba. Específicamente, las diferencias en los valores del índice de Shannon entre los cuadrados ubicados en la orientación sur y norte fueron significativas según el análisis univariante y multivariado con valores más altos en la orientación sur del árbol. De hecho, parece que una sombra moderada y, en consecuencia, niveles intermedios de disponibilidad de luz, provocados por la defoliación moderada de la copa de los árboles, tienen un efecto facilitador sobre el crecimiento de muchas especies herbáceas en las condiciones extremas del Mediterráneo. La sombra a menudo se asocia con temperaturas más cálidas durante la noche, temperaturas más frías durante el día y también una mayor humedad del aire y del suelo debajo de la copa del árbol. Además, la exposición a altos valores de radiación solar por un alto grado de pérdida de hojas no favorece el crecimiento de las plantas. La disponibilidad de luz muy baja (es decir, baja defoliación) puede actuar directamente para limitar la fotosíntesis. Por el contrario, el aumento de la disponibilidad de luz también puede actuar indirectamente en el sotobosque de formas multifacéticas, creando un entorno nuevo y complejo para la dinámica de la comunidad y los ecosistemas e influyendo positivamente en los índices de biodiversidad. Otros estudios relacionados con la sombra mostraron que la sombra moderada, causada por una defoliación ligera del árbol, media la atenuación del estrés, especialmente en ecosistemas con condiciones climáticas extremas. El crecimiento y supervivencia de la capa herbácea puede verse afectado por el calor del mediodía en la temporada de

verano, superando el límite de estrés térmico de la fotosíntesis y elevadas demandas evaporativas. Además, la biodiversidad, expresada por el índice de Shannon, fue significativamente mayor en la Sierra de Aracena que en Los Pedroches. Hay varias explicaciones posibles para este resultado. Los mayores valores del índice de Shannon, que tiene en cuenta tanto la abundancia como la uniformidad de las especies actuales, podrían deberse a las diferencias climáticas entre las dos regiones investigadas. La región de Huelva se caracteriza por temperaturas ligeramente más suaves en el período estival (temperaturas medias máximas del mes más caluroso) y precipitaciones anuales considerablemente más altas que la región de Córdoba. Estos elementos pueden crear condiciones favorables y son factores limitantes para el crecimiento de la planta. fisiología y diversidad en el clima mediterráneo semiárido. No obstante, somos conscientes de que el tiempo de muestreo es otro factor importante de variabilidad, que podría haber influido en este resultado. El trabajo de campo en Los Pedroches abarcó desde marzo hasta mediados de abril y el muestreo en la Sierra de Aracena se realizó entre finales de abril y finales de mayo. Si bien esta organización de muestreo se programó atendiendo a las diferentes características fenotípicas de ambas zonas, tratando de partir por las áreas donde se anticipa con mayor frecuencia la proliferación de especies herbáceas, las primeras semanas de primavera son cruciales para el desarrollo y crecimiento de las plantas herbáceas. particularmente para los terófitos. Estas diferencias en la cogida de especímenes pueden crear algunas discrepancias en la composición de las especies tempranas, su crecimiento, formación de tejidos y, en consecuencia, valores de biomasa. De cualquier manera, el desarrollo completo y la formación de rasgos característicos y también la fase de plena floración facilitan una mayor identificación de las especies y luego, su influencia sobre los índices de diversidad debería ser mínima.

Cuando se evaluaron los diferentes índices con respecto a la presencia de *P. cinnamomi* en el suelo, se encontraron diferencias significativas para el índice de diversidad de Shannon según análisis univariado. Si bien se ha notado una tendencia consistente en los valores medios, con mayores medias de biodiversidad para las parcelas sin *P. cinnamomi* en todos los índices evaluados para ambas provincias, no se encontraron diferencias significativas para la riqueza y biomasa. Solo se encontraron diferencias marginales para

el índice de diversidad de Simpson. Se encontraron resultados similares en el análisis multivariado, y la ocurrencia de *P. cinnamomi* no se seleccionó en el mejor modelo para ninguna de las variables de biomasa o diversidad. La interacción entre el patógeno y el árbol infectado puede considerarse también como un factor directo que influye en la diversidad debajo del dosel. La pudrición de la raíz, causada por *P. cinnamomi* restringe la absorción de agua del árbol al destruir raíces finas, lo que afecta otras funciones fisiológicas del árbol (Redondo et al., 2015; Ruiz Gómez et al., 2015). La destrucción y los cambios en los tejidos de las plantas pueden desarrollar clorosis y necrosis de las hojas y, en consecuencia, pueden provocar la deflación del árbol (Sepulveda-Chavera et al., 2013). Estos procesos podrían influir en el funcionamiento del ecosistema y por ende en la productividad y composición de la comunidad herbácea, aunque curiosamente no se encontraron diferencias significativas para los valores de riqueza y biomasa en relación a la presencia del oomiceto.

Además, la presencia de *P. cinnamomi* afecta más la biodiversidad en la región de Huelva que en el Valle de Los Pedroches, mostrando los valores de  $\eta^2$  los efectos más fuertes para la provincia del factor en los índices de Shannon y Simpson. Un posible factor relacionado con esta diferencia podrían ser los diferentes patrones de precipitación entre las dos áreas investigadas. La región de Huelva se caracteriza por una precipitación anual considerablemente más alta que la región de Córdoba. Las lluvias intensas crean condiciones favorables para el ciclo de vida de *Phytophthora cinnamomi*. Su dispersión está determinada por la humedad del suelo, lo que afecta la motilidad microbiana y el avance de las zoosporas (Ruiz-Gómez et al., 2019), apoyando la hipótesis de la existencia de posibles efectos directos de *P. cinnamomi* sobre las especies herbáceas más susceptibles. Además, las parcelas del norte de Córdoba presentan un índice de Shannon significativamente más bajo que las dehesas de Huelva, por lo que podría ser otro factor para explicar el efecto más fuerte de la presencia de *P. cinnamomi* sobre la biodiversidad en la región de Huelva como en el Valle de Los Pedroches. En la región con menor biodiversidad, el efecto podría ser más suave. De cualquier manera, este es un hallazgo importante para comprender la importancia y la gravedad de la enfermedad, causada por el patógeno en la agricultura, la ganadería y la silvicultura. Por todo lo anterior, nos atrevemos a plantear la hipótesis de que, en las parcelas de Huelva, con mayor

pluviometría, la presencia del oomiceto provoca una mayor pérdida de biodiversidad en la dehesa por efecto directo sobre las especies herbáceas susceptibles más abundantes que en las parcelas de Córdoba, con menores precipitaciones y especies más adaptadas al estrés. Debería ser necesario realizar más investigaciones sobre la patogenicidad de *P. cinnamomi* sobre las especies identificadas para probar esta hipótesis.

En este estudio describimos, mediante el análisis univariado, que las parcelas de las comarcas del norte de Córdoba se caracterizaban por una biomasa seca media menor que las zonas de la Sierra de Aracena cercanas a Huelva. Aunque el análisis multivariado no mostró diferencias significativas con respecto a este factor. Hipotetizamos que existen otras variables que se correlacionan con la región. En el caso de la biomasa, la temperatura parece ser el factor más relevante. Presumiblemente, la alta variabilidad de la biomasa dentro de cada parcela implica la importancia de las variables de los árboles en los niveles de biomasa. Se pudieron observar valores más altos de materia seca en la cuarta clase de defoliación (pérdida de hojas superior al 90%), lo que sugiere que la disponibilidad de luz es presumiblemente el factor crucial para el crecimiento de las plantas debajo del dosel.

Nuestra investigación mostró que condiciones extremas como la sombra causada por una alta densidad de copas y, en contraste, una mayor exposición a la radiación solar debido a un alto grado de pérdida de hojas no favorece la diversidad de las plantas. Los niveles intermedios de defoliación albergaron los niveles más altos del índice de Shannon y Simpson. Este es un hallazgo importante en la comprensión del papel de la sombra en la relación entre plantas arbóreas y herbáceas en la dehesa mediterránea.

Las parcelas de Huelva presentaron mayor biomasa y diversidad de plantas herbáceas que las parcelas de Córdoba, influenciadas por características climáticas y ambientales, como lo muestra el modelo multivariado, pero quizás también influenciadas por el período de muestreo en cuanto a biomasa.

La presencia de *Phytophthora cinnamomi* se relacionó significativamente con niveles más bajos de índices de Shannon, con mayor efecto en Huelva. Se necesitan más investigaciones para descifrar si esta relación sería directa o mediada por otros efectos.



El aspecto sur del árbol parece tener un impacto en el índice de biodiversidad y riqueza de Shannon.

Las parcelas de ambas regiones mostraron una composición botánica típica de dehesa mediterránea, constituida por plantas terófitas con especies casi exclusivamente anuales. Las familias más representadas fueron *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae* y *Plantaginaceae*. En los rodales investigados predominaron las herbáceas seguidas de gramíneas y leguminosas.

Nuestro enfoque metodológico permitió caracterizar la biodiversidad de plantas herbáceas en dehesas a diferentes escalas (regional, parcela y arbórea), que se asocian positiva o negativamente con el estado fitosanitario del árbol y los gradientes climáticos, de manejo y de aspecto.

Si bien nuestro estudio fue diseñado para investigar la biodiversidad vegetal en la zona de transición (ecotono luz solar-sombra) en función del nivel de defoliación de la copa del árbol (intensidad de la sombra), los estudios futuros podrían comparar los efectos sobre la diversidad de las zonas de transición con zonas de exposición a pleno sol (campo abierto, entre los árboles) y zonas muy sombreadas (zonas cercanas al tronco del árbol). Además, se podría examinar la influencia de la sombra en grupos específicos de especies de plantas, teniendo en cuenta las plantas tolerantes y tolerantes al estrés. Se recomendaría la investigación y comparación de la composición de especies para estas tres zonas para enfatizar el papel significativo de la existencia de diferentes elementos de los ecosistemas para la biodiversidad. Según Marañón (1986), las comunidades herbáceas en el pastizal abierto son más diversas que las comunidades bajo los robles y muestran una composición de especies distinta. El ecotono como zona de transición entre comunidades ecológicas está habitado por organismos característicos solo de esta área y también de otras especies, características de ambas biocenosis. Este hecho enfatiza la importancia de los ecotonos, que contribuyen a aumentar la biodiversidad del ecosistema de la dehesa.

Cabe mencionar que la etiología de la pudrición de la raíz por *P. cinnamomi* en las dehesas es un tema controvertido. El patrón de dispersión del patógeno es altamente aleatorio y su cantidad de inóculo altamente variable y dependiente de la estación. Varios estudios

han demostrado que existe una falta de relación entre los síntomas visibles (principalmente defoliación) y la presencia del patógeno (Navarro-Cerrillo et al., 2019; Sánchez-Cuesta et al., 2021). Si bien el aislamiento positivo de *P. cinnamomi* en un punto de una ubicación específica significa que toda el área puede considerarse afectada, la relación entre la biomasa y los índices de diversidad de la comunidad herbácea y la presencia de *P. cinnamomi* debe completarse con el estudio del patógeno. actividad (cuantificación del inóculo) en las subparcelas estudiadas. Las herramientas moleculares de alto rendimiento como los ensayos cuantitativos de PCR o las técnicas de metabarcoding de ADN ambiental (e-ADN) parecen ser una herramienta útil para este propósito (Català et al., 2017; Sapkota & Nicolaisen, 2015).

Nuestro enfoque metodológico permitió caracterizar la biodiversidad de plantas herbáceas en dehesas a diferentes escalas (regional, parcela y arbórea), que se asocian positiva o negativamente con el estado fitosanitario del árbol y los gradientes climáticos, de manejo y de aspecto. Nuestros hallazgos hasta ahora han sido muy prometedores, pero no hay duda de que los resultados de este estudio están vinculados a una serie de decisiones metodológicas, que podrían mejorarse en futuras investigaciones experimentales.

# UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA



UNIVERSIDAD  
DE  
CÓRDOBA



## ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA AGRONÓMICA Y DE MONTES

TRABAJO FIN DE MÁSTER

UTILIZANDO INFORMACIÓN METEOROLÓGICA PARA EL ESTUDIO  
FENOLÓGICO DE LA VEGETACIÓN DE ALTA MONTAÑA  
MEDITERRÁNEA: APLICACIÓN AL PIORNAL DE SIERRA NEVADA

**Alumno: Pedro Pérez Serrano**

**Directores: María José Polo Gómez**

**Rafael Pimentel Leiva**

**Córdoba, septiembre de 2021**



## ÍNDICES

---

# ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE DE CONTENIDO.....	4
ÍNDICE DE TABLAS .....	5
ÍNDICE DE FIGURAS.....	6
RESUMEN.....	8
1. INTRODUCCIÓN.....	10
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. OBJETIVOS GENERAL .....	14
2.2. OBJETIVOS SECUNDARIOS .....	14
3. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO E INFORMACIÓN DIPONIBLE.....	16
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	16
3.2. DATOS DISPONIBLES .....	21
4. METODOLOGÍA.....	28
5. RESULTADOS.....	35
6. CONCLUSIONES.....	46
ANEXO. MAPAS DE FLORACIÓN DERIVADOS DE LAS CONDICIONES DE TEMPERATURA. ..	48
8. BIBLIGRAFÍA Y WEBGRAFÍA.....	57

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Estaciones meteorológicas seleccionadas para el estudio ordenadas según valores crecientes de cota (ID: n° identificación; Z: altitud, m.s.n.m.; Region, R1 a R5 según zonificación mostrada en la figura anterior). Fuente: Tesis Doctoral de Pérez-Palazón. ....	24
Tabla 2: Número de imágenes analizadas cada año. Fuente: Elaboración propia. ....	30
Tabla 3: Fechas de floración del piornal en el Refugio de Poqueira. (D1): Diferencia entre la fecha de floración de las imágenes terrestres e imágenes Landsat, (D2): Diferencia entre la fecha de floración de las imágenes terrestres y mapas de condición de temperatura, (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat (**): No floración. Fuente: Elaboración propia. ....	37
Tabla 4: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 2. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia. ....	38
Tabla 5: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 3. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia. ....	39
Tabla 6: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 4. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia. ....	39
Tabla 7: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 5. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia. ....	40
Tabla 8: Cuadro resumen de la fecha de la floración del piornal de los mapas de floración con condición de temperatura. Fuente: Elaboración propia .....	40
Tabla 9: Cuadro resumen de fecha de la floración del piornal de las Imágenes Landsat. Fuente: Elaboración propia .....	41

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Situación del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada. Fuente: Ayuntamiento de Granada.	17
Figura 2: Relieve y vegetación de Sierra Nevada. Fuente: Junta de Andalucía	18
Figura 3: Perfil de vegetación de Sierra Nevada. Fuente: Instituto Geográfico Nacional	19
Figura 4: Estructura y composición del <i>Cytisus oromediterraneus</i> . Fuente: Elaboración propia.	20
Figura 5: Ubicación del Refugio de Poqueira. Fuente: Elaboración propia	21
Figura 6: Mapa de cobertura y usos del suelo. Fuente: Junta de Andalucía	22
Figura 7: Mapa curvas de nivel. Fuente: Junta de Andalucía (REDIAM)	22
Figura 8: Localización de todas las estaciones meteorológicas disponibles en la zona de estudio (puntos grises), 44 estaciones de precipitación (aspa (X) roja) y 28 estaciones de temperatura (cruz (+) roja) seleccionadas, de las cuales 11 estaciones proporcionan ambas (asterisco (*) rojo). Límites de las cinco regiones en las que el área de estudio ha sido divididas (línea negra): R1-Adra, R2- Andarax, R3-Fardes, R4-Genil y R5-Guadalfeo. Fuente: Tesis Doctoral de Pérez-Palazón.	23
Figura 9: Imágenes tomadas de la floración del piornal en el Refugio de Poqueira. Fuente: Cámara digital (CC640 Campbell Scientific)	25
Figura 10: Fechas y sensores de cada una de las imágenes Landsat utilizadas en el estudio (01/20/2020-31/12/2019). Fuente: Elaboración propia	26
Figura 11: Mapa conceptual de la metodología utilizada. Fuente: Elaboración propia	28
Figura 12: Imágenes de los cambios fenológicos del piornal en el Refugio de Poqueira (a. Presencia de nieve; b. Pre-Floración; c. Floración; d. Post-floración). Fuente: Elaboración propia	31
Figura 13: Hipótesis de la evolución fenológica de los índices de vegetación. Fuente: Elaboración propia.	31
Figura 14: Creación zona de estudio (a. Mapa coberturas y usos del suelo; b. Mapa solo matorral; c. Mapa del Matorral + Piso oromediterráneo; d. Zona de estudio). Fuente: Elaboración propia	35
Figura 15: Mapas de floración representativos del periodo analizado (a. Mayor valor medio año 1970-1971; b. Menor valor medio año 1999-2000; c. Valor medio más cercano a la media de todos los años 2005-2006; d. Moda mayor año 2003-2004). Fuente: Elaboración propia.	36
Figura 16: Representación de las medias de los años 2009 a 2019 de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landsat. Fuente: Elaboración propia.	41
Figura 17: Gráfica de evolución de la media y desviación típica de la floración del piornal en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.	42
Figura 18: Gráfica de evolución de la floración con respecto a la moda en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.	43
Figura 19: Duración de la floración del piornal en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.	43
Figura 20: Gráfico de percentiles de los valores de floración. Fuente: Elaboración propia.	44
Figura 21: Evolución de la temperatura media anual de las máxima, media y mínima diaria en el periodo 1961-2015 promediada en el área de estudio: línea discontinua: tendencia de la evolución; línea continua: valor medio del periodo de estudio; área sombreada: desviación típica de la variable. Fuente: Pérez-Palazón (2019).	44
Figura 22: Mapas de floración con condición de temperatura 1961-1962 a 1962-1967. Fuente: Elaboración propia.	48
Figura 23: Mapas de floración con condición de temperatura 1967-1968 a 1972-1973. Fuente: Elaboración propia.	49
Figura 24: Mapas de floración con condición de temperatura 1972-1973 a 1978-1979. Fuente: Elaboración propia.	50
Figura 25: Mapas de floración con condición de temperatura 1979-1980 a 1984-1985. Fuente: Elaboración propia.	51
Figura 26: Mapas de floración con condiciones de temperatura 1985-1986 a 1993-1994. Fuente: Elaboración propia.	52
Figura 27: Mapas de floración con condiciones de temperatura 1994-1995 a 2002-2003. Fuente: Elaboración propia.	53
Figura 28: Mapas de floración con condición de temperatura 2003-2004 a 2011-2012. Fuente: Elaboración propia.	54
Figura 29: Mapas de floración con condición de temperatura 2012-2013 a 2015-2016. Fuente: Elaboración	





## RESUMEN

La montaña mediterránea constituye un área especialmente vulnerable a las tendencias climáticas, con pronósticos que apuntan a mayores periodos extremos de calor y sequía y una alteración directa del estado hidrológico de los ecosistemas asociados, siendo el uso de indicadores eco-hidrológicos relacionados con estos ecosistemas una herramienta ampliamente utilizada para su estudio. Generalmente, estos indicadores son definidos combinando información meteorológica (i.e. precipitación, temperatura), hidrológica (i.e duración del manto de nieve, volumen circulante por los ríos) y ecológica (i.e. fenología de la vegetación). Sin embargo, disponer de una buena representación distribuida de estas variables suele ser complicado, el número de estaciones meteorológicas en zonas montañosas no suele ser abundante, la información hidrológica distribuida es escasa y la información ecológica suele encontrarse muy localizada en áreas piloto de estudio.

El Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada es un ejemplo característico de una zona de alta montaña en un ambiente semiárido, en la que piornal constituye la formación vegetal más extensa en el área por encima de los 2000 m.s.n.m. Trabajos previos en un área piloto en al zona han permitido la definición de los umbrales de temperatura necesarios para su floración, gracias al uso combinando de imágenes terrestres e información meteorológica.

Este trabajo intenta analizar la capacidad del uso de series de temperatura en el análisis de la fenología del piornal a escalas mayores que la de la parcela, generando mapas de información fenológica que permitan analizar tendencias, asesorar en la gestión de estos ecosistemas o plantear medidas de adaptación a posibles futuros escenarios de cambio.

Palabras clave: floración piornal, condiciones de temperatura, índices de vegetación, imágenes terrestres, imágenes Landsat.

**CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN**

---

# 1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia, han sido sólo determinadas especies las que han conseguido adaptarse a la alta montaña. Gran parte de la variación observada a lo largo de la elevación es el resultado de la sensibilidad fisiológica directa a las temperaturas y suministro de nutrientes (Laiolo & Obeso, 2017). En zonas de alta montaña, tanto los árboles como las plantas anuales están ausentes, encontrando vegetación constituida básicamente por caméfitas, hemicriptófitas y geófitas (Ferrerías & Fidalgo, 1991). Aquí las formaciones vegetales se desarrollan con una reducción de sus partes aéreas y aparecen muy próximas al nivel del suelo, ocupando menos superficie, pero a través de una densificación del aparato vegetativo. Desde una perspectiva biogeográfica, el efecto del ascenso en altitud conlleva, en su escala, bastantes similitudes con el del incremento en latitud, y se traduce en una zonación altitudinal de la vegetación, esto es, el desarrollo de pisos de vegetación (Rubio, 1992). Obviamente, desplazamiento de la vegetación no es la única respuesta posible. El cambio en los eventos periódicos del ciclo de vida de las plantas influenciadas por las variaciones estacionales e interanuales en el clima, la hidrología y consecuentemente en el hábitat es otra consecuencia de las tendencias actuales.

Por tanto, no cabe duda de que los ecosistemas localizados en áreas montañosas se encuentran entre los más vulnerables al calentamiento global (Gottfried et al. 1999), sufriendo también de manera indirecta las consecuencias del abandono de los usos y tareas tradicionales de la gestión del territorio en estas zonas de montaña. Los efectos observados más palpables ante estos cambios a escala global han sido: un ascenso altitudinal de las especies vegetales, condicionado a veces por la escasa superficie disponible para dicha migración (Köner 2007); la homogeneización de la diversidad en las montañas asociado a un aumento de la riqueza en las cotas altitudinales superiores; y, una fuerte matorralización de las comunidades de pastos (Jurasinski y Kreyling 2007).

En cualquier caso, y aunque esto parece una tendencia general, se han detectado diferencias en la extensión e importancia de estos patrones, especialmente en las montañas mediterráneas (Gottfried et al. 2012). La montaña mediterránea constituye un área especialmente vulnerable a las tendencias climáticas, con pronósticos que apuntan a mayores periodos extremos de calor y sequía y una alteración directa del estado hidrológico de los ecosistemas asociados. A pesar de otro tipo de respuestas en cuanto a la persistencia y viabilidad de su vegetación en relación a otras zonas alpinas (Lloret et al. 2012), las previsiones apuntan hacia un alto riesgo de extinción para un

elevado número de organismos con cambios abruptos en la composición de las comunidades (Inouye et al. 2002, Thuiller et al. 2005, Inouye 2008).

El Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada es un ejemplo característico de una zona de alta montaña en un ambiente semiárido, en la que piornal constituye la formación vegetal más extensa en el área por encima de los 2000 m s.n.m. Se trata de un matorral con ramificación abundante, formado por ramas verticales, apretadas y tensas de no más de 30 cm de altura. Las inflorescencias son de tipo leguminosa, cuyo fruto es una legumbre de color negro, con alta densidad y con un color amarillo característico en proceso de floración. La fecha de floración media es entre mayo y julio, con variabilidad elevada en función de las temperaturas y las nevadas locales, entre otras variables.

El uso de indicadores eco-hidrológicos relacionados con estos ecosistemas es una herramienta ampliamente utilizada para el estudio de estos ecosistemas de montaña. Generalmente, estos indicadores son definidos combinando información meteorológica (i.e. precipitación, temperatura), hidrológica (i.e duración del manto de nieve, volumen circulante por los ríos) y ecológica (i.e. fenología de la vegetación).

Entre estos indicadores ecológicos, destacan aquellos relacionados con la fenología de las especies vegetales. Tradicionalmente se realizan campañas periódicas *in situ* (Tinaut 1979; Pérez-Luque et al. 2015) de diversas frecuencia, dependiendo de la estación del año, condiciones de acceso y situación meteorológica para recoger estos datos. Sin embargo, estas metodologías poseen una gran limitación precisamente debida a esta frecuencia variable, que en ocasiones no permite una estimación precisa de los cambios.

Como alternativa en años recientes se han realizado el seguimiento de determinadas especies mediante cámaras. Es el caso de trabajos previos en un área piloto (~900 m<sup>2</sup>) en la cara sur de Sierra Nevada, junto al Refugio Poqueria. Gracias al uso combinando de imágenes terrestres e información meteorológica se han identificado los umbrales de temperatura necesarios para la floración del piorno. Estos dos indicadores para estimar el estado de inicio de la floración en la fenología del piorno son: el número de días con temperatura media superior a 6°C, y el número de días con temperatura mínima superior a 4 °C (Torralbo et al 2018). A pesar de las ventajas de estos sistemas, la monitorización queda restringida al área cubierta por la imagen.

Por ello, el uso de sensores remotos ha permitido el uso de otros indicadores derivados cubriendo extensiones más extensas (Helman, 2018). El empleo de cocientes o índices de vegetación (i.e.

*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI; *Enhance Vegetation Index* EVI; *Soil Adjusted Vegetation Index*, SAVI) para discriminar entre las cubiertas vegetales y entre estas y otras cubiertas, se deriva del peculiar comportamiento espectral de la vegetación, que ofrece un contraste máximo entre las bandas del espectro visible y las bandas del infrarrojo (Myneni *et al.*, 1995). Las ventajas de utilizar la teledetección para aplicaciones de fenología radican en la capacidad de capturar la expresión continua de patrones fenológicos en todo el paisaje y la capacidad de observar retrospectivamente la fenología de los conjuntos de datos satelitales almacenados en bases de datos espaciales (Reed *et al.*, 2009). Aunque la caracterización espectral de la vegetación constituye una de las tareas más recurrentes en los trabajos de teledetección (Jones & Vaughan, 2010), todavía ofrece notables dificultades como consecuencia de los múltiples factores que inciden en la radiancia que detecta un sensor remoto, entre los cuales destacan: los relacionados con la reflectividad de las hojas; con las características geométricas de las plantas; y con las características del entorno en el que se desarrollan las comunidades vegetales (Chuvieco, 2008).

Este trabajo intenta extender el uso de los indicadores obtenidos a escala local analizando la capacidad del uso de series de temperatura en el análisis de la fenología del piornal. Se utilizará información proveniente de sensores remotos, como fuente de validación, a escalas mayores que la de la parcela, generando mapas de información fenológica que permitan analizar tendencias, asesorar en la gestión de estos ecosistemas o plantear medidas de adaptación a posibles futuros escenarios de cambio.

**CAPÍTULO 2. OBJETIVOS**

---

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVOS GENERAL**

El objetivo general que se plantea en este trabajo es analizar la capacidad del uso de series de temperatura del aire en la caracterización de la distribución espaciotemporal del ciclo fenológico del piornal en el área de Sierra Nevada, como alternativa en situaciones con escasez de monitoreo específico de campo.

### **2.2. OBJETIVOS SECUNDARIOS**

Para alcanzar los objetivos generales se han establecido una serie de objetivos secundarios:

1. Evaluar el potencial de la información satélite para detectar cambios fenológicos relacionados con la floración en el piornal en Sierra Nevada.
2. Analizar la evolución de la floración del piornal en el área de Sierra Nevada.



## **CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL AREA DE ESTUDIO E INFORMACIÓN DIPONIBLE**

---

### **3. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO E INFORMACIÓN DIPONIBLE**

#### **3.1. ÁREA DE ESTUDIO.**

Se analizarán dos zonas de estudio englobadas entre sí, una de ellas de un rango más amplio, el Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada, en la cual se va a centrar el desarrollo de nuestra investigación y otra a escala local, compuesta por cinco zonas piloto en la que la presencia de piornal está garantizada, para la validación de los resultados obtenidos en la zona más extensa.

##### ✓ Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada.

Los Parques Natural y Nacional de Sierra Nevada con una extensión de 172.238 ha y 86.208 ha respectivamente se encuentran situados en el sur de la provincia de Granada y oeste de la provincia de Almería. Sus límites coinciden con las mayores elevaciones de la cadena montañosa de Sierra Nevada, perteneciente al sistema Penibético y situada al sureste de España (37°6'0''N; 3° 5' 24''W), con una longitud de aproximadamente 80 km en la dirección Este-Oeste y 27 km de ancho en la dirección Norte-Sur (Figura 1). El macizo discurre de manera paralela a la costa del Mar Mediterráneo y data de la orogenia alpina en el Terciario desde entonces, no ha parado de elevarse hasta alcanzar las máximas cumbres peninsulares. Pero la actual morfología es también fruto de los episodios glaciares de finales del Cuaternario. En la zona de cumbres se conserva un relieve glaciar único, modelado por las glaciaciones cuaternarias en el macizo de alta montaña más meridional del continente europeo. El relieve de Sierra Nevada es de formas suaves y cimas alomadas, aunque en sectores localizados del macizo, como por ejemplo en la cabecera del Genil, pueden llegar a ser abrupto y escarpado con fuertes desniveles altitudinales. Aquí se localizan los mayores picos de la Península, el Mulhacén (3.482 m) y el Veleta (3.392 m).



Figura 1: Situación del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada. Fuente: Ayuntamiento de Granada

Cabe destacar tres zonas a nivel geológico:

1. El núcleo central de Sierra Nevada, donde emergen las cumbres más elevadas del macizo, formado por rocas metamórficas (esquistos, pizarras). Esta zona es conocida como la "*lastra*".
2. Rodeando a esta área se dispone una orla interna de terrenos triásicos, constituida por pizarras, mármoles, serpentinas, gneises y filitas arcillosas, compuesta por fragmentos deleznable que constituyen la "*launa*",
3. Más al exterior se dispone un cinturón de calizas y dolomías, que constituyen el característico "*calar*". Es en el extremo O-NO donde se observa con mayor claridad esta orla calcárea, donde se origina un relieve abrupto e intrincado, con picos bien diferenciados como la aguja del Tvevunque (2.079 m), las cresterías del Dornajo (2.076 m), Alayos de Dílar (1.980 m), y espectaculares angosturas como los cahorros de Monachil. Por último, el neógeno y cuaternario están representados por rocas blandas, tipo margas, arenas, conglomerados. etc. En estos lugares la xericidad es muy marcada.

En relación con el clima, de acuerdo con la caracterización climática de Andalucía a escala regional de Gómez-Zotano et al. (2015), estas áreas se hayan clasificadas bajo la denominación de clima de alta montaña. Se trata de un clima frío o muy frío —en el caso de las altas cumbres de Sierra Nevada—, y de carácter seco a subhúmedo (localmente húmedo), en los que predomina una elevada continentalidad. El régimen de precipitación anual es altamente variable y oscila (periodo 1960-2000) aproximadamente entre valores medios de 1000 mm para años húmedos y 200 mm en

años secos, con un valor promedio de 510 mm al año (Pérez-Palazón et al. 2015). El régimen de temperatura es también cambiante con valores de 26, 12.5 y 0.4 °C para la máxima, media y mínima temperatura media diaria en dicho periodo (Pérez-Palazón et al., 2015). La ocurrencia de nieve aparece en altitudes superiores a los 1000 m s.n.m. siendo más persistente en altitudes superiores a los 2000 m s.n.m. desde el mes de noviembre al mes de mayo (Pimentel et al. 2017), con la sucesión de varios ciclos de acumulación-ablación durante la época de nieve. Esto da como resultado una distribución espacial heterogénea a lo largo de los años.

A lo largo de su extensión, se encuentran dos pisos bioclimáticos de alta montaña (Rivas-Martínez, 1987): el piso oromediterráneo entre los 1.700-1800 m s.n.m.y los 2.700 m s.n.m., aproximadamente, y el piso el crioromediterráneo por encima de los 2.700 m s.n.m., aunque estos umbrales varían en función de la exposición del relieve (Figura 2).

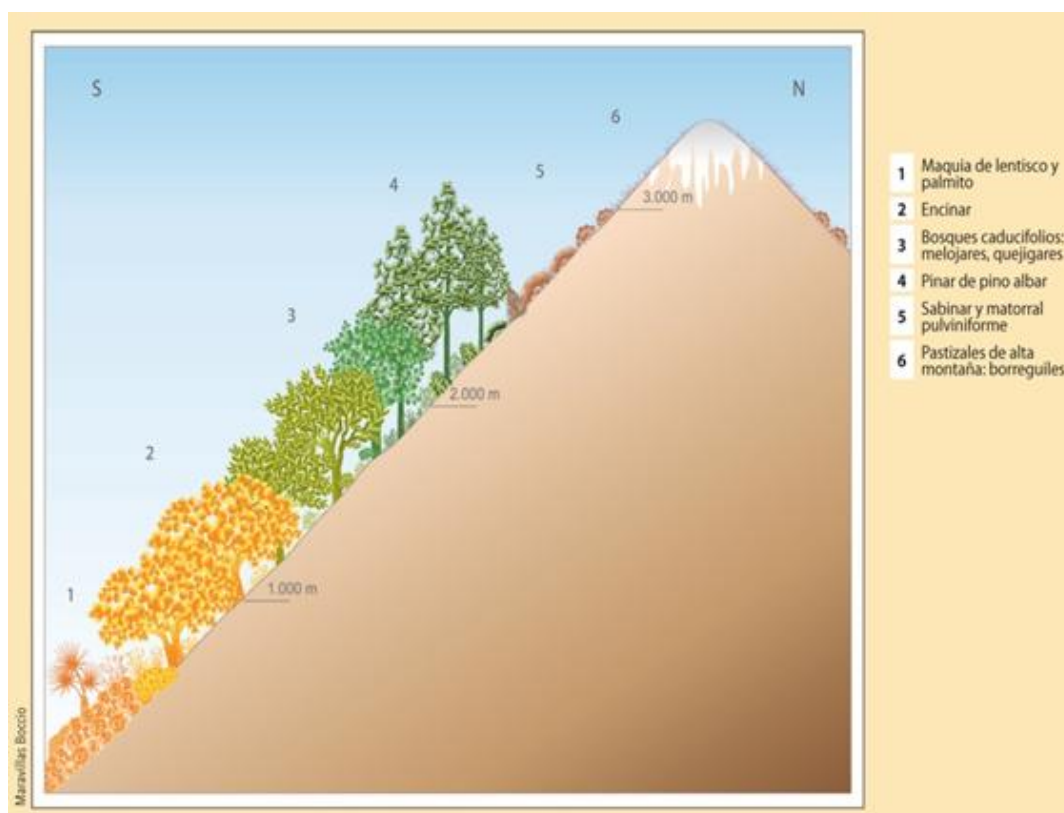
En el piso oromediterráneo, la temperatura media anual oscila entre los 8 y los 4°C, con temperaturas medias de las mínimas del mes más frío entre -1 y los -4°C; y, en el piso crioromediterráneo, la temperatura media anual baja de los 4°C y la temperatura media de las mínimas del mes más frío es inferior a -7°C. Por tanto, los inviernos son rigurosos, con heladas recurrentes y temperaturas negativas durante varios meses. El verano puede ser considerado como una estación templada con valores máximos absolutos superiores a 25°C.



**Figura 2: Relieve y vegetación de Sierra Nevada. Fuente: Junta de Andalucía**

Todas estas características anteriores convierten al Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada en un paraíso desde el punto de vista botánico que cuenta con las mayores riquezas en biodiversidad vegetal de toda Europa y ecosistemas únicos en el mundo, no propia de latitudes mediterráneas (Heywood, 1995; Blanca, 1996; Anderson et al., 2011). Centrándonos en la de los pisos anteriormente citados encontramos (Figura 3):

- Pinares y sabinares. Vegetación formada por especies de porte arbóreo y arbustivo: Pino silvestre (*Pinus sylvestris*), diferentes tipos de sabinas rastreras (*Juniperus sabina*, *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*, *Prunus ramburii*) y matorral pulvinular (*Vella spinosa*, *Erinacea anthyllis*, *Bupleurum spinosum*).
- Enebrales y piornales. En suelo más desarrollados se originan comunidades ricas en caméfitos fruticosos y hemicriptófitos (*Arenaria imbricata*, *Festuca indigesta*, *Cytisus oromediterraneus*). También abunda la flora endémica: *Genista versicolor*, *Arenaria pungens*, *Potentilla nevadensis*. Siendo el objeto principal de nuestro trabajo él: *Cytisus oromediterraneus*.



**Figura 3: Perfil de vegetación de Sierra Nevada. Fuente: Instituto Geográfico Nacional**

Es en el piso oromediterráneo donde encontramos las mayores extensiones de piornal (Figura 4). Como se ha descrito en la introducción se trata de un matorral con ramificación abundante, formado por ramas verticales, apretadas y tensas de no más de 30 cm de altura, con inflorescencias son de tipo leguminosa, cuyo fruto es una legumbre de color negro, con alta densidad y con un color amarillo característico en proceso de floración.



**Figura 4: Estructura y composición del *Cytisus oromediterraneus*. Fuente: Elaboración propia**

#### ✓ Zonas piloto de validación

Se definen 5 puntos de validación (Figura 5). Se trata de puntos en los que la densidad de piornal es más elevada y por tanto queda garantizada que la repuesta espectral de esas zonas obtenida mediante información satelital se corresponde con la respuesta del piornal. Entre ellos destaca la zona experimental del Refugio Poqueira (punto 1, Figura 5), la cual se encuentra situado a 2500 m.s.n.m de altitud en la cara sur de Sierra Nevada. El área de estudio se caracteriza por poseer un micro relieve muy bien diferenciado que actúa en muchas ocasiones como modelador de la cubierta de nieve, presente desde mediados de otoño hasta principios de primavera, alcanzando un espesor medio máximo oscilante entre los 120-150 cm. En esta localización existe desde el año 2004 una estación meteorológica completa, que mide la humedad relativa, radiación solar, velocidad y dirección del viento, radiación de onda larga, precipitación y temperatura ambiente. Además la estación fue complementada en el 2009 por una cámara para el seguimiento de las dinámicas de la nieve de un área de 30 x 30 m.

Punto de validación	Coordenadas (UTMX; UTM Y)
Punto 1	471333; 4098274
Punto 2	459688; 4093785
Punto 3	461917; 4091382
Punto 4	493231; 4106086
Punto 5	461186; 4100213



Figura 5: Ubicación del Refugio de Poqueira. Fuente: Elaboración propia

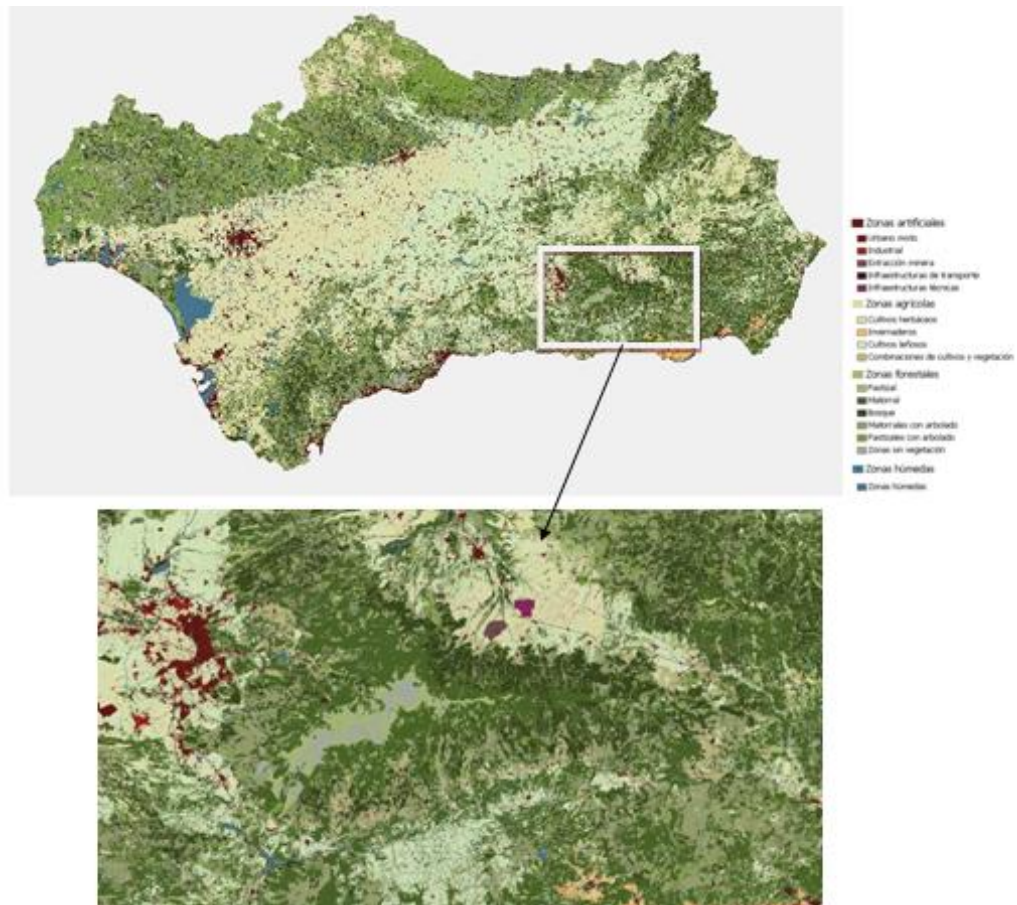
### 3.2. DATOS DISPONIBLES

Los siguientes datos van a ser la base para llevar a cabo el estudio de la fenología del piorno en el Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada:

✓ Información cartográfica

Mapa de cobertura vegetal

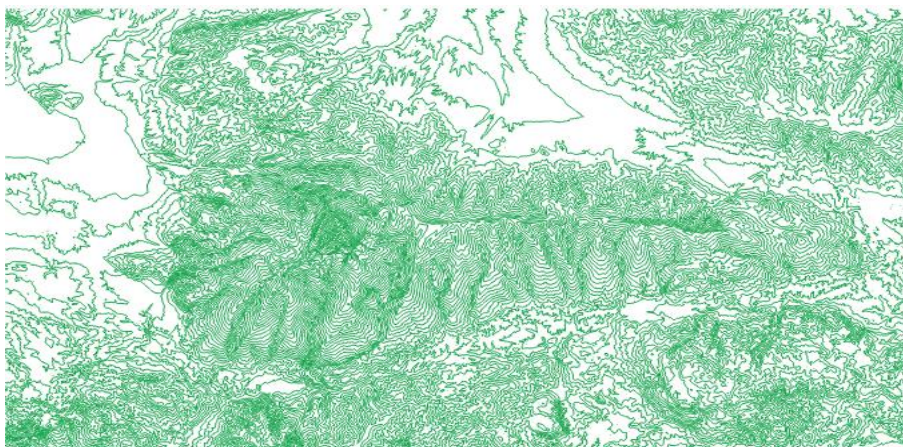
Los mapas de cobertura y usos del suelo forman una base de datos cartográfica que representa las diferentes formas de ocupación del territorio según un número variable de categorías predefinidas y que, actualizada periódicamente, permita la extracción de indicadores relacionados con la dinámica, fundamentalmente socioeconómica y medioambiental, de una región. Se ha utilizado el mapa de usos de suelo de Andalucía del año 2007 de Andalucía obtenido de la Red de Información Ambiental, REDIAM. El mapa de usos de suelo tiene una resolución espacial de 30x30 m y contempla 112 clases en su máximo nivel de desagregación (Figura 6).



**Figura 6: Mapa de cobertura y usos del suelo. Fuente: Junta de Andalucía**

*Modelo Digital de Elevación (MDE)*

Se utiliza el Modelo Digital del Terrero de Andalucía del año 2008 con una resolución de 10 x 10 m para derivar las curvas de nivel que en nuestro caso serán utilizadas para ubicar el rango de estudio del piso bioclimático seleccionado (Figura 7).



**Figura 7: Mapa curvas de nivel. Fuente: Junta de Andalucía (REDIAM)**



✓ Estaciones de temperatura

Para el análisis de temperaturas, se han utilizado los mapas de temperatura media, mínima y máxima diarias sobre el área de Sierra Nevada calculados por Pérez-Palazón (2019). Se trata de mapas distribuidos de las tres variables de temperatura a escala diaria y con una resolución de 30 x 30 m desde el año hidrológico 1961-1962 hasta el año hidrológico 2015-2016. Estos mapas fueron derivados utilizando información puntual de 28 estaciones de temperatura de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) en el citado periodo.

La Figura 8 y la Tabla 1 muestran la ubicación y las características de las estaciones meteorológicas utilizadas para la obtención de los mapas distribuidos.

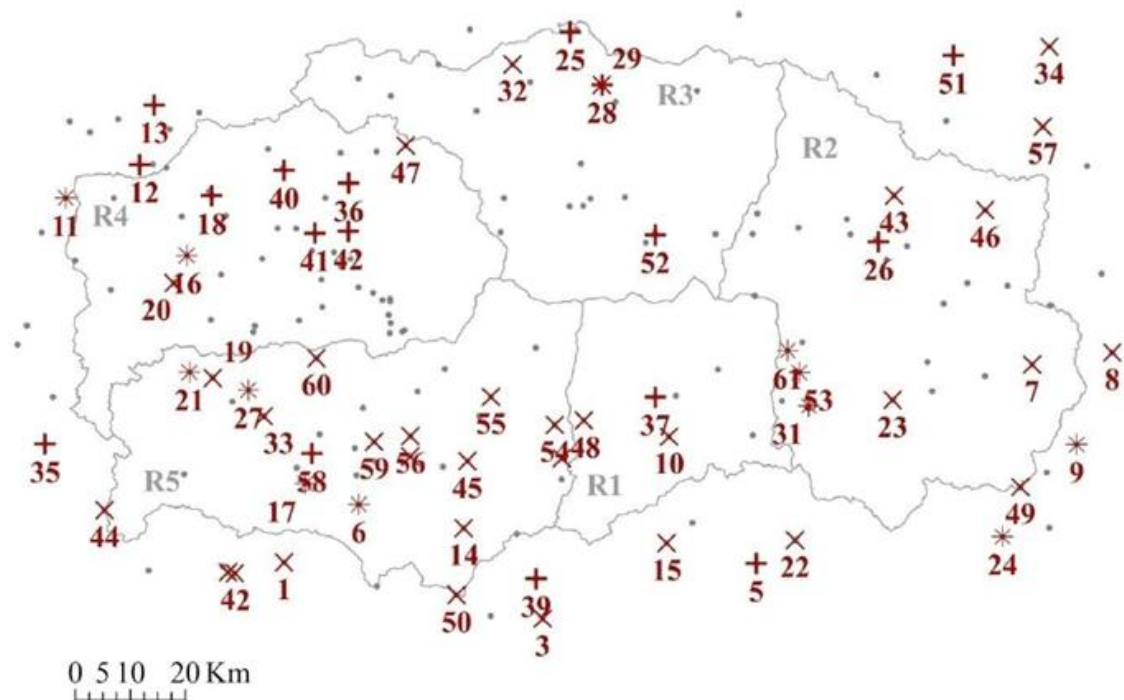


Figura 8: Localización de todas las estaciones meteorológicas disponibles en la zona de estudio (puntos grises), 44 estaciones de precipitación (aspa (X) roja) y 28 estaciones de temperatura (cruz (+) roja) seleccionadas, de las cuales 11 estaciones proporcionan ambas (asterisco (\*) rojo). Límites de las cinco regiones en las que el área de estudio ha sido divididas (línea negra): R1-Adra, R2- Andarax, R3-Fardes, R4-Genil y R5-Guadalfeo. Fuente: Tesis Doctoral de Pérez-Palazón.

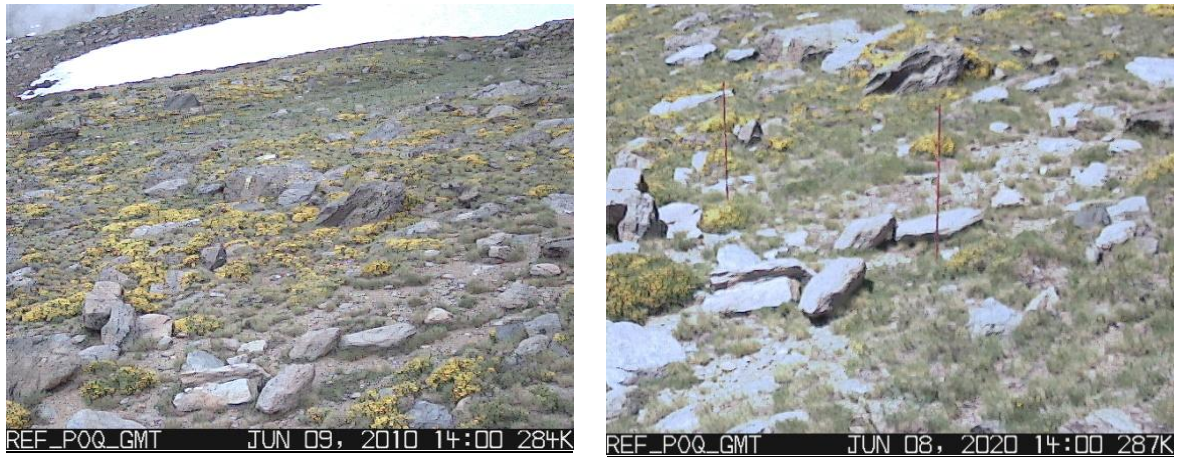
**Tabla 1: Estaciones meteorológicas seleccionadas para el estudio ordenadas según valores crecientes de cota (ID: n° identificación; Z: altitud, m.s.n.m.; Region, R1 a R5 según zonificación mostrada en la figura anterior). Fuente: Tesis Doctoral de Pérez-Palazón.**

ID	Población	Z	Región	ID	Población	Z	Región
5	Berja	350	R1	28	Guadix, Instituto Técnico	905	R3
6	Orgiva	450	R5	31	Láujar	921	R2
9	Alhama de Almería	520	R2	35	Jayena, Los Alauises	970	R5
11	Granada, Aeropuerto	570	R4	36	Pantano de Quentar	975	R4
12	Atarfe, SEA	610	R4	37	Válor-Nechite	975	R1
13	Pantano Cubillas	630	R4	39	Albondon	1015	R5
16	Base Aerea	685	R4	40	Huétor-Santillana, Villa Maria	1038	R4
17	Lanjarón	710	R5	41	Presa de Canales	1039	R4
18	Granada, Cartuja	720	R4	42	Guejar-Sierra	1084	R4
21	Padul	753	R5	51	Caniles, C.Fraile	1260	R2
24	Félix, Benalua de Guadix	812	R2	52	Aldeire, I.N.M	1270	R3
25	Ayate	840	R3	53	Láujar, Monterrey	1280	R2
26	Abla	885	R2	58	Arquilla	1652	R5
27	Dúrcal, Central	890	R5	61	Láujar, Cerillo	1800	R2

La interpolación espacial de la temperatura se realiza mediante el módulo MeteoMap (Aguilar et al., 2014) de WiMMed. Meteomap utiliza algoritmos de interpolación espacial específicos para cada una de las variables disponibles, que han sido verificados para condiciones de topografía abrupta. Estos algoritmos distribuyen la información meteorológica puntual observada en las estaciones a escala diaria (Herrero et al., 2014) a lo largo del área de estudio incluyendo los efectos de la topografía de la zona (Aguilar et al., 2010) a partir de los gradientes lineales locales estimados para cada variable frente a la elevación.

#### ✓ Imágenes Terrestres

Las series de imágenes terrestres tomadas por la cámara digital (CC640 Campbell Scientific) localizada en la zona piloto del Refugio de Poqueira desde el año 2009, son utilizadas en este estudio para la observación de la floración del piornal. Esta cámara está programada para capturar 5 imágenes diarias, cada dos horas, desde las ocho de la mañana hasta las cuatro de la tarde, con una resolución de 640x504 píxeles. (Figura 9)



**Figura 9:** Imágenes tomadas de la floración del piornal en el Refugio de Poqueira. Fuente: Cámara digital (CC640 Campbell Scientific)

### ✓ Imágenes Landsat

En el estudio han sido utilizadas un total de 240 imágenes Landsat libre de nubes provenientes de los sensores TM (Landsat 5), ETM+ (Landsat 7) and OLI (Landsat 8), para el periodo 2000-2018 (Figura 10). Se trata de una serie de imágenes ya tratadas en la que los valores de reflectancia en cada una de las bandas han sido previamente calculados siguiendo la metodología propuesta por Pimentel et al., 2017. Esta metodología incluye: calibración radiométrica, corrección atmosférica, corrección de saturación y corrección topográfica. Estas imágenes han sido utilizadas como información de validación en este estudio (Figura 10).

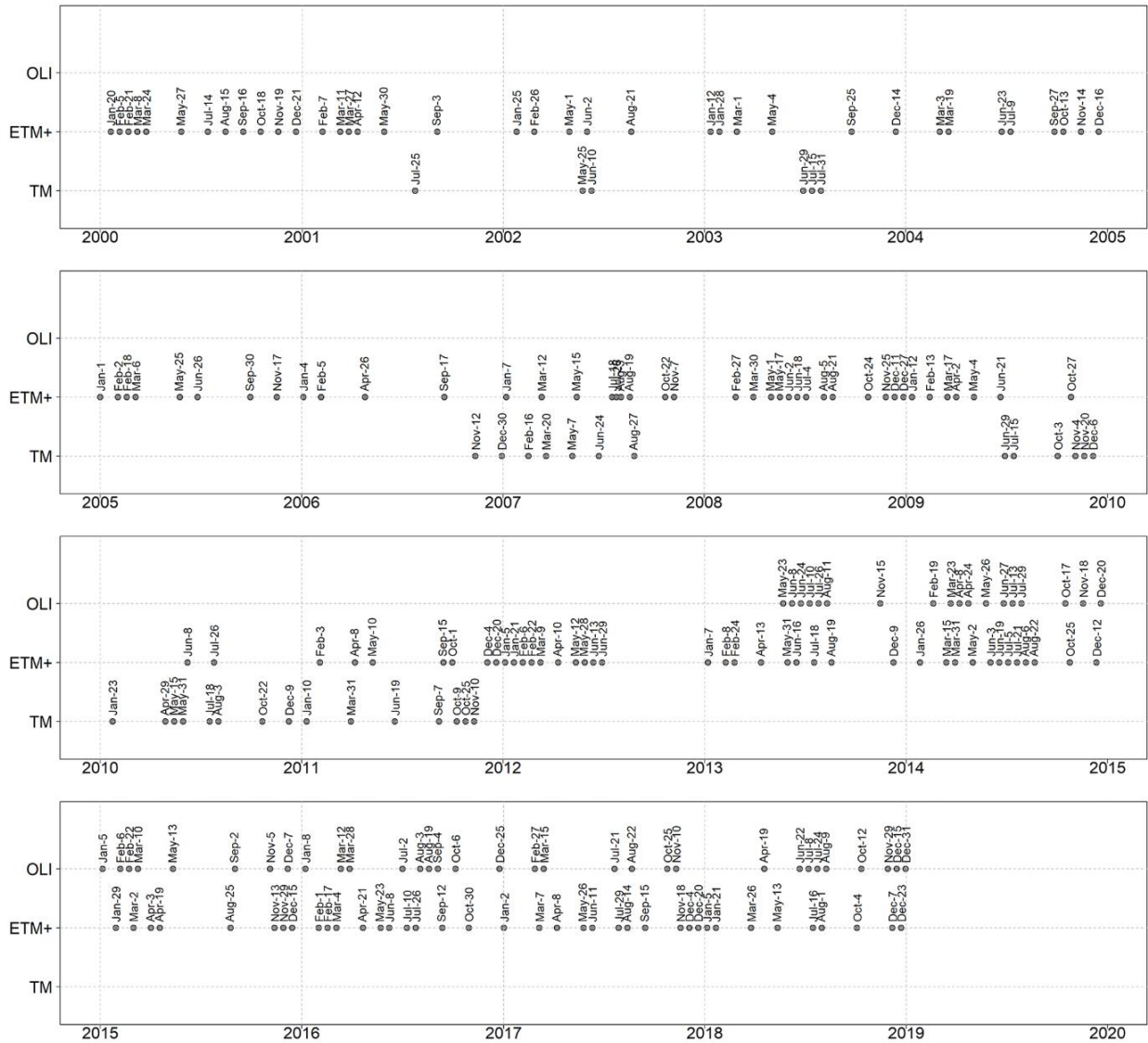


Figura 10: Fechas y sensores de cada una de las imágenes Landsat utilizadas en el estudio (01/20/2020-31/12/2019). Fuente: Elaboración propia

# **CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA**

---

## 4. METODOLOGÍA

La Figura 11 esquematiza la secuencia metodológica llevada a cabo en este trabajo

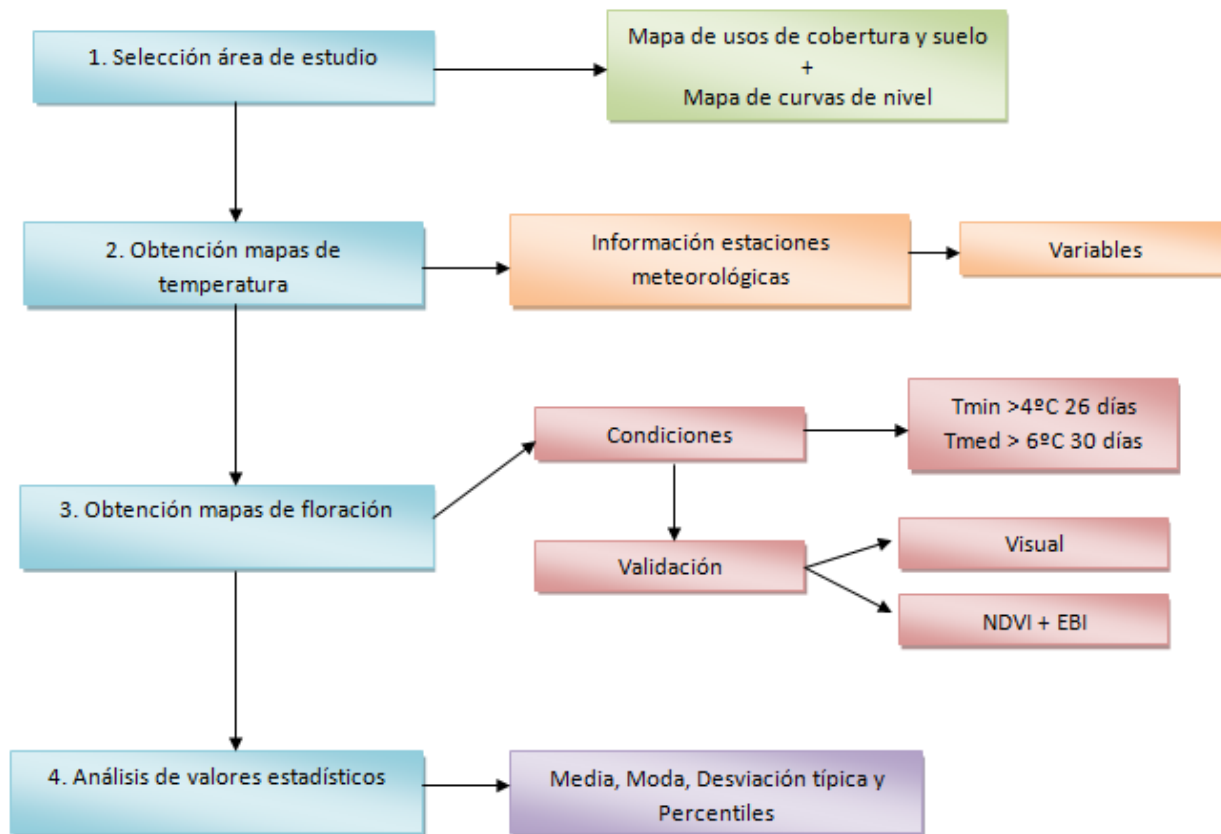


Figura 11: Mapa conceptual de la metodología utilizada. Fuente: Elaboración propia

### 1. Selección del área de estudio: delimitación del área de piornal.

Al no existir en el mapa de usos de suelo disponible una clase específica para el piornal, se escoge la clase matorral como representativa acotando las elevaciones de la misma al piso oromediterráneo (1800 - 2700 m s.n.m.). El área de estudio es por tanto delimitada usando ambos criterios y utilizando tanto el mapa de coberturas de suelo como del MDE. La elaboración de este mapa se realizó utilizando un Sistema de Información Geográfica

### 2. Obtención de mapas de temperatura.

De las series meteorológicas distribuidas calculadas por Pérez-Palazón (2019) en toda el área de Sierra Nevada, se han seleccionado los mapas distribuidos de las variables diarias: temperatura mínima diaria (Tmin) y temperatura media (Tmed) para el periodo 1961-2016.

Utilizando el área de estudio previamente seleccionada se recorta exclusivamente el área perteneciente a la extensión del piornal.

### **3. Obtención de los mapas de floración**

#### *a. Condiciones.*

En base a los resultados obtenidos por Torralbo (2018) donde se fijaban dos condiciones necesarias para la floración del piornal:

- Número mínimo de días (desde el 1 de enero) con temperatura media superior a 6°C: 30 días
- Número mínimo de días (desde el 1 de enero) con temperatura mínima superior a 4°C: 26 días.

Se aplican ambos criterios a los mapas de temperatura (Tmin y Tmed) obtenidos anteriormente. De esta manera, se establece la fecha más probable de floración en un año dado como aquella que cumpla ambas condiciones (siempre coincidirá con la fecha más tardía del año) en toda la zona de estudio.

#### *b. Validación*

Para la ratificación de que los resultados obtenidos por medio de las condiciones expuestas se realizan una serie de comprobaciones se calcula la fecha de floración del piornal utilizando dos fuentes externas: imágenes terrestres e información satelital. En el caso de las imágenes terrestres estas se encuentran localizadas exclusivamente en el área piloto del Refugio Poqueira (punto 1 Figura ). Por el contrario, la información satélite ha sido analizada en los cinco puntos de validación seleccionados (puntos 1-5).

##### *i. Obtención de visual de las fechas de floración en las imágenes terrestres.*

Las imágenes terrestres obtenidas en el Refugio Poqueira han sido procesadas, seleccionando aquellas que más información podrían aportar visualmente con respecto a la floración durante los años de 2009 a 2019.

Al analizar las imágenes en la zona de estudio se determinó como hora en la que más información de calidad se podría extraer las 12:00 de la mañana. Imágenes defectuosas por la existencia de sombras, lluvia, nieve o niebla han sido descartadas. (Tabla 2).

**Tabla 2: Número de imágenes analizadas cada año. Fuente: Elaboración propia.**

<b>Año</b>	<b>Imágenes Brutas</b>	<b>Imágenes Procesadas (12:00 AM)</b>
2009	1825	362
2010	1825	365
2011	1825	363
2012	1825	365
2013	1825	340
2014	1825	355
2015	1825	364
2016	1825	358
2017	1825	360
2018	1825	361
2019	1825	364
Total	20075	3957

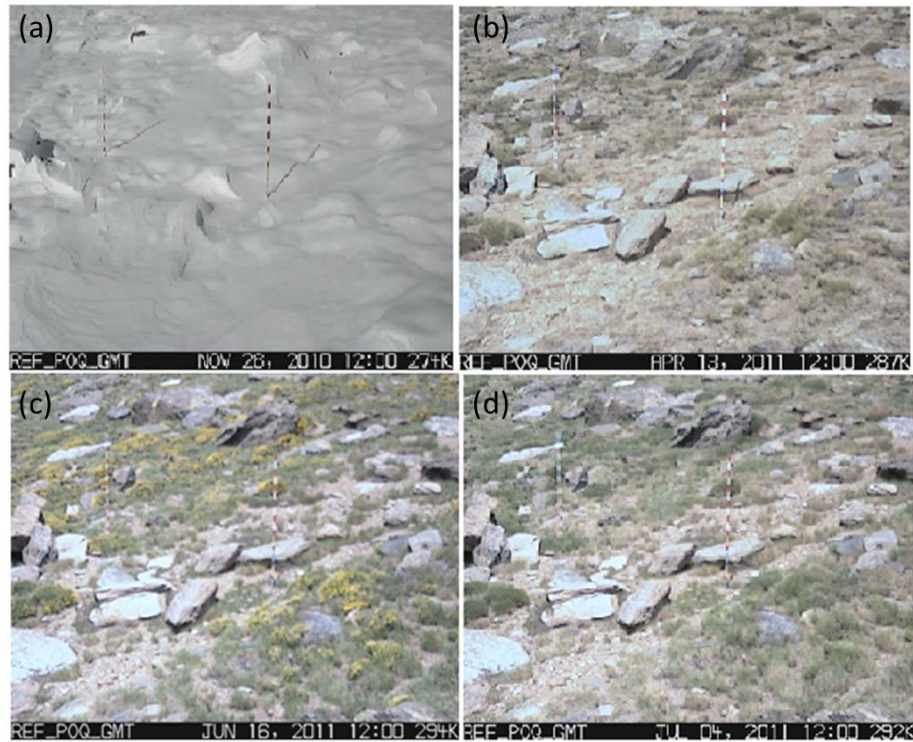
Mediante inspección visual se ha determinado para las 3957 imágenes seleccionadas la fecha aproximada de floración de los piornos de la zona de estudio.

*ii. Derivación de la fecha de floración utilizando teledetección: NDVI + EBI*

De la evolución visual observada en las fotos del área piloto del Refugio Poqueira, observamos la repetición de un mismo patrón fenológico a lo largo del tiempo y que podría ser observado utilizando información satelital y que serviría para corroborar las fechas de floración obtenidas mediante los valores de temperatura.

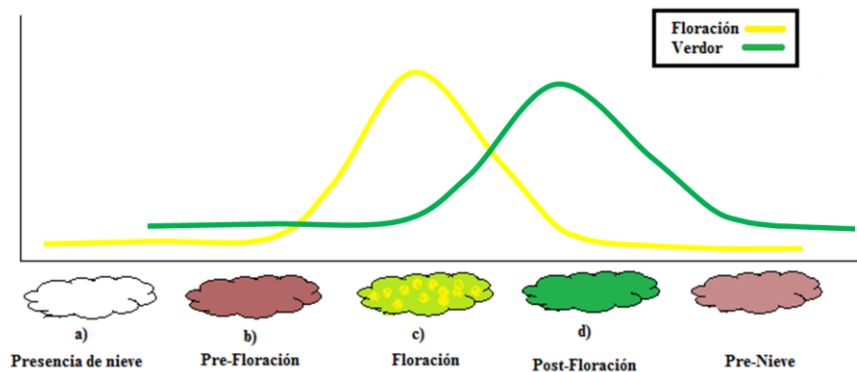
Esta evolución queda representada en la Figura 12 mediante 4 fotografías terrestres a lo largo del año. El piornal se encuentra bajo el manto de nieve durante los meses en los que este está presente (Figura 12 a). Tras la desaparición total del manto de nieve, el piorno aflora, pero su color no es verde intenso, sino más bien un verde marronáceo difícil de distinguir del suelo (Figura 12 b). Tras esta fase, surge la floración del piorno, de color amarillo intenso (Figura 12 c), obteniéndose el mayor vigor de la vegetación tras la fase de floración (Figura 12 d).





**Figura 12:** Imágenes de los cambios fenológicos del piornal en el Refugio de Poqueira (a. Presencia de nieve; b. Pre-Floración; c. Floración; d. Post-floración). Fuente: Elaboración propia

Por tanto dicho patrón conlleva un cambio de color del piornal dependiendo de la época del año en la que nos encontrásemos, ligado a un cambio en la floración y verdor de éste. La Figura 13 esquematiza este proceso. En el momento de máxima floración, el verdor sería bajo, por el contrario, en el momento de máximo verdor, la floración ya ha terminado.



**Figura 13:** Hipótesis de la evolución fenológica de los índices de vegetación. Fuente: Elaboración propia.

Con esta hipótesis y utilizando índices de floración y verdor se estima la fecha de floración en cada uno de los cinco puntos de validación seleccionados. Se utilizan para ellos dos índices derivados de las imágenes Landsat:

### Índice NDVI

El *Normalized Difference Vegetation Index* es el índice más usado para el seguimiento global de la vegetación, ya que ayuda a compensar cambios en las condiciones de iluminación, la pendiente de la superficie sobre la cual se asientan las plantas, exposiciones y otros factores externos. Se calcula de la siguiente manera:

$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED}$$

Siendo:

NIR: el valor de reflectancia en la banda infrarroja de las imágenes Landsat (Banda 4 para las imágenes del sensor Landsat 5 y 7 y Banda 5 para el sensor Landsat 8)

RED: el valor de reflectancia en la banda roja de las imágenes Landsat (Banda 3 para las imágenes del sensor Landsat 5 y 7 y Banda 4 para el sensor Landsat 8)

### Índice EBI

El *Enhance Blooming Index*, es un índice propuesto por Chen et al, 2019. Se trata de un índice desarrollado para la detección de la floración del almendro, predominante blanca. Aunque en nuestro caso el color de la flor difiere, es amarilla, este índice puede ser utilizado como un proxy del cambio en la floración. El índice aumenta el efecto de la floración, utilizando las bandas roja, verde y azul en el denominador y atenuando el efecto del verdor y el suelo en el denominador.

$$EBI = \frac{RED+GREEN+BLUE}{\frac{GREEN}{BLUE} \cdot (RED-BLUE + \epsilon)}$$

Siendo:

RED: el valor de reflectancia en la banda roja de las imágenes Landsat (Banda 3 para las imágenes del sensor Landsat 5 y 7 y Banda 4 para el sensor Landsat 8)

GREEN: el valor de reflectancia en la banda verde de las imágenes Landsat (Banda 2 para las imágenes del sensor Landsat 5 y 7 y Banda 3 para el sensor Landsat 8)

BLUE: el valor de reflectancia en la banda azul de las imágenes Landsat (Banda 1 para las imágenes del sensor Landsat 5 y 7 y Banda 2 para el sensor Landsat 8)

$\epsilon$ : constante de ajuste para asegurar que el valor del denominador no es negativo, tiene valor 1.

#### **4. Análisis de la evolución de la floración del piornal en el área de Sierra Nevada**

Una vez validados, se analiza la evolución de los mapas de floración obtenidos. Para ello se procederá al análisis de las siguientes variables estadísticas:

- *Media*: promedio del conjunto de píxeles/fechas de floración de la zona de estudio
- *Moda*: píxel/fecha de floración que aparece con mayor frecuencia en la zona de estudio.
- *Desviación típica*: es la variación existente entre el conjunto de píxeles/fecha de floración en la zona de estudio.
- *Distribución*: se utilizarán percentiles significativos (p5, p25, p50, p75, p95) para el análisis de la distribución de los valores de la fecha de floración en el área de estudio.

**CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y CONCLUSIONES**

---

## 5. RESULTADOS.

En este apartado se representan los resultados obtenidos siguiendo la metodología propuesta en el apartado 4 para la caracterización de la fecha de floración del piornal en Sierra Nevada.

### 5.1. Mapa zona de estudio

La Figura 14 muestra los diferentes mapas utilizados combinados para la determinación de la zona de estudio (Figura 4d). La zona de piornal queda definida como aquella zona de matorral localizada en la banda de cota 1800 – 2700 m s.n.m., correspondiente con el piso oromediterráneo. Cabe señalar que, en la selección de esta área se está asumiendo que todo el matorral en esta zona se corresponde con piornal. Esta asunción no es del todo válida ya que dentro del área seleccionada quizás existen zonas en las que la vegetación existe no se corresponda con piornales, sino con otras especies arbustivas presentes en la zona (i.e. enebrales).

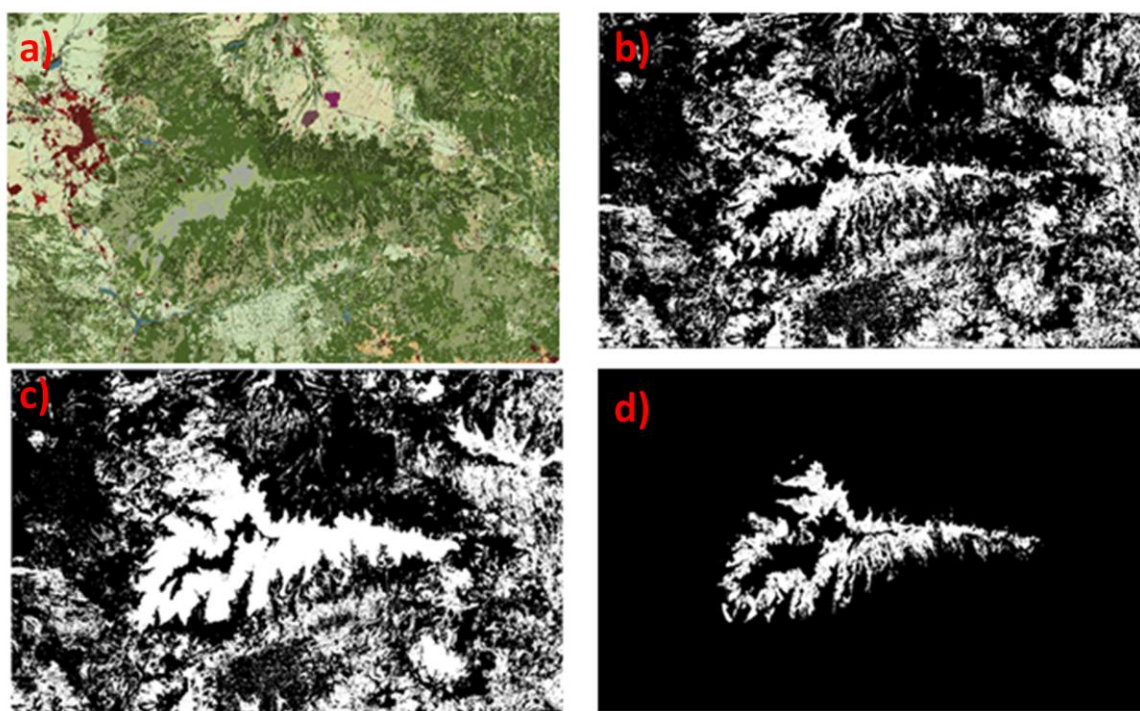
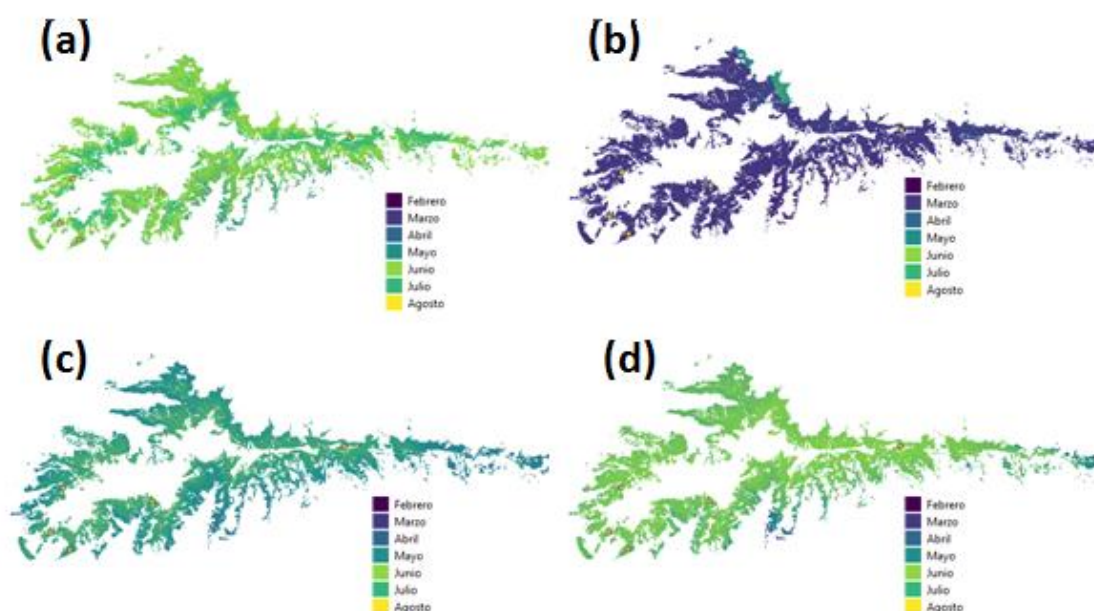


Figura 14: Creación zona de estudio (a. Mapa coberturas y usos del suelo; b. Mapa solo matorral; c. Mapa del Matorral + Piso oromediterráneo; d. Zona de estudio). Fuente: Elaboración propia

## 5.2. Mapas de floración derivados de las condiciones de temperatura.

La Figura 15 recoge una muestra representativa de los mapas de floración calculados utilizando los dos umbrales de temperatura. El resto de los mapas, para el periodo 1961-2016 quedan recogidos en el Anexo 1. En la Figura 15 puede observarse como dependiendo de las condiciones de temperatura del año la zona analizada, los valores de fecha de floración pueden variar ampliamente, con valores promedio anuales en la zona de estudio que oscilan entre el 3 de marzo (año 1999-2000, Figura 15b) y el 19 de junio (año 1970-1971, Figura 15a), siendo el valor medio anual de floración en la serie analizada el 8 de mayo (año 2005-2006, Figura 15c). El año con la fecha más tardía de floración de una mayor área de piornal, mayor moda, queda representada en la Figura 15d. Esta fecha fue el 16 de junio del año 2003-2004.



**Figura 15: Mapas de floración representativos del periodo analizado (a. Mayor valor medio año 1970-1971; b. Menor valor medio año 1999-2000; c. Valor medio más cercano a la media de todos los años 2005-2006; d. Moda mayor año 2003-2004). Fuente: Elaboración propia.**

### 5.3. Validación

En las siguientes tablas se recogen los valores de las fechas de floración obtenidas mediante el uso de las condiciones de temperatura, imagen terrestre (sólo en el caso del punto de validación 1) e imagen satélite, para los 5 puntos de validación seleccionados.

En el caso del punto de validación 1 (Tabla 3) y asumiendo como *ground truth* las fechas de floración obtenidas mediante imagen terrestre, las mayores diferencias aparecen entre imagen terrestre e imagen Landsat (D1), con un valor medio de 14 días, y máximos y mínimos de 2 y 38 días respectivamente. Las diferencias son menores entre las fechas de floración obtenidas mediante las imágenes terrestres y el uso de los umbrales de temperatura (D2) con valores medios de 7 días. Las diferencias medias entre las fechas de floración vuelven a aumentar hasta los 12 días en al comparar los resultados de los umbrales de temperatura y las imágenes Landsat. La frecuencia temporal de la serie de imágenes Landsat es en parte responsable de estas mayores diferencias. Por un lado, la frecuencia temporal de Landsat es de 16 días, pudiendo desfasar en esta magnitud las fechas de floración observadas. Por otro, esta frecuencia puede aumentar en el caso de días con nubes, pudiendo duplicarse o incluso triplicarse. Este es el caso de las primaveras de los años 2015 y 2016, donde la disponibilidad de imágenes es menor. En el caso de la primavera del año 2015, no hay imágenes desde el 13 de mayo hasta el 25 de agosto. Para la primavera de 2016 las imágenes no están disponibles entre el 21 de abril y 23 de mayo, y el 8 de junio y el 2 de julio.

**Tabla 3: Fechas de floración del piornal en el Refugio de Poqueira. (D1): Diferencia entre la fecha de floración de las imágenes terrestres e imágenes Landsat, (D2): Diferencia entre la fecha de floración de las imágenes terrestres y mapas de condición de temperatura, (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat (\*\*): No floración. Fuente: Elaboración propia.**

Año	FECHA FLORACIÓN					
	Imágenes terrestres	Mapa Condición de temperatura	Imágenes Landsat	D1 (días)	D2 (días)	D3 (días)
2009	27-Mayo	21-Mayo	08-Junio	12	6	18
2010	26-Mayo	08-Mayo	10-Mayo	16	18	2
2011	30-Mayo	28-Mayo	28-Mayo	2	2	0
2012	02-Junio	03-Junio	28-Mayo	5	1	6
2013	15-Mayo	05-Mayo	31-Mayo	16	10	26
2014	(**)	25-Abril	24-Abril	-	-	1

2015	27-Mayo	21-Mayo	19-Abril	38	6	32
2016	10-Mayo		08-Junio	29		
2017	10-Junio		26-Mayo	15		
2018	17-Mayo		13-Mayo	4		
2019	23-Mayo		01-Junio	9		
			Media	14,60	7,17	12,14

En el resto de las zonas de validación (2-5) las diferencias sólo han podido ser calculadas entre las estimaciones de floración a través de los umbrales de temperatura y utilizando imágenes Landsat. En todos los casos las diferencias son menores que las obtenidas en la zona 1, con valores de 11, 10, 11 y 8 días respectivamente para las zonas de validación 2, 3, 4 y 5, respectivamente (Tablas 4). Estas cuatro zonas a diferencia de la zona 1, son zonas con una cobertura mayor de pional, con escasa presencia de rocas o suelo, hecho que puede favorecer esta menor diferencia.

**Tabla 4: Fechas de floración del pional en la zona piloto 2. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia.**

Año	Mapa Condición de temperatura	Imágenes Landsat	D3 (días)
2009	30-Abril	04-Junio	4
2010	04-Mayo	31-Mayo	27
2011	27-Mayo	10-Mayo	17
2012	11-Junio	13-Junio	2
2013	08-Mayo	23-Mayo	15
2014	29-Abril	02-Mayo	3
2015	25-Mayo	13-Mayo	12
2016		23-Mayo	29
2017		26-Mayo	15
2018		19-Abril	4
2019		16-Mayo	9
		Media	11,43



**Tabla 5: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 3. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia.**

Año	Mapa Condición de temperatura	Imágenes Landsat	D3 (días)
2009	26-Abril	04-Mayo	8
2010	19-Abril	29-Abril	10
2011	26-Mayo	10-Mayo	16
2012	03-Junio	13-Junio	10
2013	05-Mayo	-	-
2014	20-Abril	-	-
2015	27-Abril	19-Abril	8
2016		23-Mayo	
2017		26-Mayo	
2018		13-Mayo	
2019		08-Mayo	
		Media	10,4

**Tabla 6: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 4. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia.**

Año	Mapa Condición de temperatura	Imágenes Landsat	D3 (días)
2009	25-Mayo	04-Mayo	21
2010	27-Mayo	31-Mayo	4
2011	08-Junio	19-Junio	11
2012	14-Mayo	28-Mayo	14
2013	01-Mayo	17-Mayo	16
2014	06-Mayo	02-Mayo	4
2015	03-Mayo	13-Mayo	10
2016		23-Mayo	
2017		26-Mayo	
2018		08-Junio	
2019		08-Mayo	
		Media	11,42

**Tabla 7: Fechas de floración del piornal en la zona piloto 5. (D3): Diferencia entre la fecha de floración de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landstat Fuente: Elaboración propia.**

Año	Mapa Condición de temperatura	Imágenes Landsat	D3 (días)
2009	08-Mayo	04-Mayo	4
2010	09-Mayo	15-Mayo	6
2011	29-Mayo	07-Junio	9
2012	04-Junio	28-Mayo	7
2013	07-Mayo	23-Mayo	16
2014	29-Abril	02-Mayo	3
2015	24-Mayo	13-Mayo	11
2016		23-Mayo	
2017		26-Mayo	
2018		13-Mayo	
2019		16-Mayo	
		Media	8

Las Tablas 8 y 9 resumen las fechas de floración obtenida en los 5 puntos de validación utilizando las condiciones de temperatura y las imágenes Landsat respectivamente. En el caso de las fechas de floración para las condiciones de temperatura, el patrón seguido es similar en todas las zonas de validación con excepción de la zona de validación 4 (Tabla 8). En el caso de las fechas Landsat, no existe una correlación clara entre puntos, asociando este hecho a la frecuencia temporal de las imágenes, que hace que se obtengan las mismas fechas de floración para los distintos puntos (Tabla 9). Estas diferencias se minimizan al comparar los valores medios utilizando ambas metodologías (Figura 15).

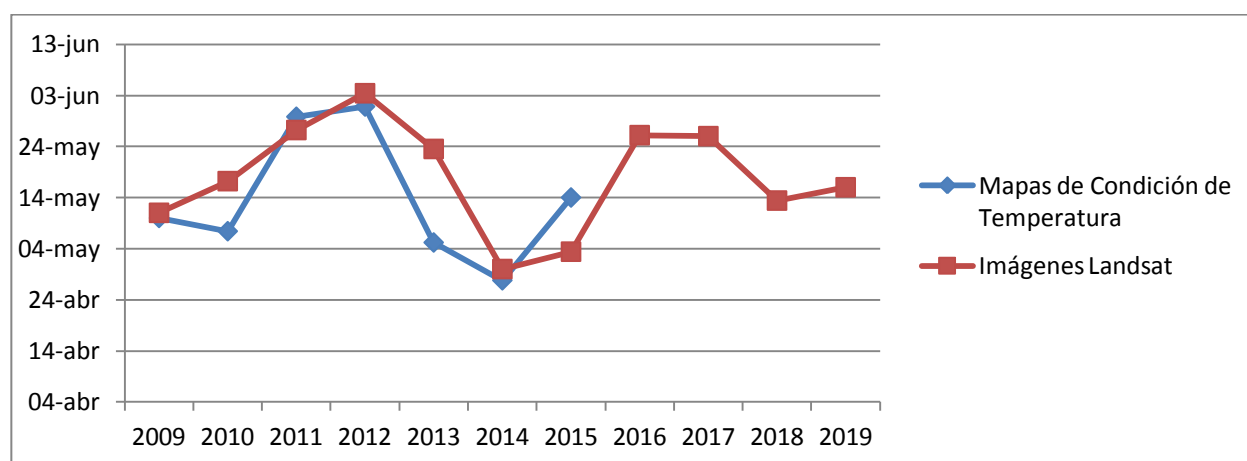
**Tabla 8: Cuadro resumen de la fecha de la floración del piornal de los mapas de floración con condición de temperatura. Fuente: Elaboración propia**

FECHA FLORACIÓN MAPAS DE FLORACIÓN CON CONDICIÓN DE TEMPERATURA						
Año	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Media
2009	21-Mayo	30-Abril	26-Abril	25-Mayo	08-Mayo	10-Mayo
2010	08-Mayo	04-Mayo	19-Abril	27-Mayo	09-Mayo	07-Mayo
2011	28-Mayo	27-Mayo	26-Mayo	08-Junio	29-Mayo	29-Mayo
2012	03-Junio	11-Junio	03-Junio	14-Mayo	04-Junio	31-Mayo

2013	05-Mayo	08-Mayo	05-Mayo	01-Mayo	07-Mayo	05-Mayo
2014	25-Abril	29-Abril	20-Abril	06-Mayo	29-Abril	27-Abril
2015	27-Mayo	25-Mayo	27-Abril	03-Mayo	24-Mayo	14-Mayo
Media	16-Mayo	15-Mayo	05-Mayo	16-Mayo	15-Mayo	

**Tabla 9: Cuadro resumen de fecha de la floración del piornal de las Imágenes Landsat. Fuente: Elaboración propia**

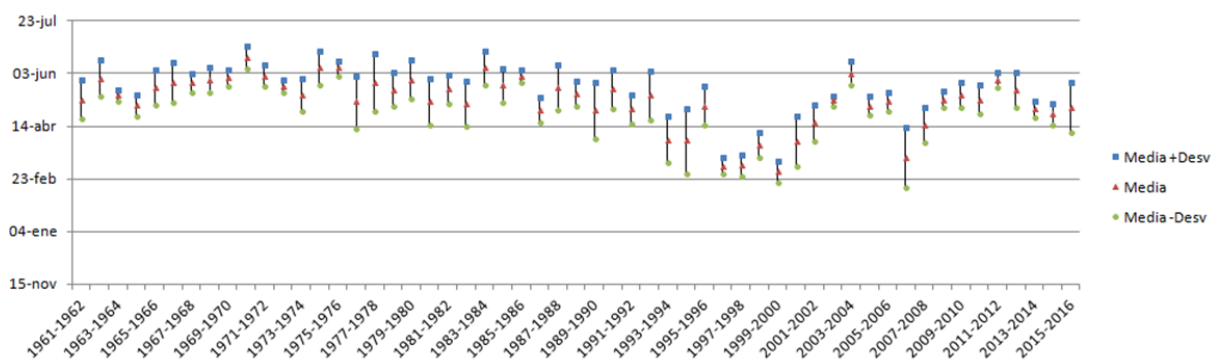
FECHA FLORACIÓN IMÁGENES LANDSAT						
Año	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Media
2009	08-Junio	04-Mayo	04-Mayo	04-Mayo	04-Mayo	11-Mayo
2010	10-Mayo	31-Mayo	29-Abril	31-Mayo	15-Mayo	17-Mayo
2011	28-Mayo	10-Mayo	10-Mayo	19-Junio	07-Junio	27-Mayo
2012	28-Mayo	13-Junio	13-Junio	28-Mayo	28-Mayo	03-Mayo
2013	31-Mayo	23-Mayo	-	17-Mayo	23-Mayo	23-Mayo
2014	24-Abril	02-Mayo	-	02-Mayo	02-Mayo	30-Abril
2015	19-Abril	13-Mayo	19-Abril	13-Mayo	13-Mayo	03-Mayo
2016	08-Junio	23-Mayo	23-Mayo	23-Mayo	23-Mayo	26-Mayo
2017	26-Mayo	26-Mayo	26-Mayo	26-Mayo	26-Mayo	26-Mayo
2018	13-Mayo	19-Abril	13-Mayo	08-Junio	13-Mayo	13-Mayo
2019	01-Junio	16-Mayo	08-Mayo	08-Mayo	16-Mayo	16-Mayo
Media	20-Mayo	16-Mayo	12-Mayo	21-Mayo	18-Mayo	



**Figura 16: Representación de las medias de los años 2009 a 2019 de los mapas de condición de temperatura e imágenes Landsat. Fuente: Elaboración propia.**

#### 5.4. Evolución de la floración

La Figura 17 muestra la evolución de la fecha media de floración del piornal en el área de estudio. Se observa como hasta comienzos de la década de los 90 la fecha media de floración permaneció estable con valores que oscilan entre mediados de mayo y comienzos de junio. Existe un adelanto considerable de esta fecha a finales de los 90 con un posterior aumento a comienzo de siglo, seguido de un mínimo puntual en 2007-2008 y una posterior estabilización en la última década en torno a un valor algo menor al observado al comienzo de la serie. No puede por tanto afirmarse ninguna tendencia de cambio en la fecha media de floración.



**Figura 17: Gráfica de evolución de la media y desviación típica de la floración del piornal en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.**

La Figura 18 muestra los valores de la moda (línea roja, Figura 18) los cuales siguen aproximadamente una variación similar a las medias, es decir, la mayoría de los píxeles analizados florecen en fechas cercanas a la media. Al analizar la fechas extremas a las que el piorno comienza a florecer, pueden observarse menores variaciones en los valores de los píxeles en los que el piornal florece más temprana y más tardíamente (líneas verde y azul Figura 18). En estos casos las fechas son más homogéneas con valores medios que oscilan entre el 15 de marzo y el 7 de junio respectivamente. Cabe destacar también que la fecha de floración más frecuente se acerca más la fecha de floración más tardía (líneas roja y azul más cercanas que las líneas roja y verde Figura 18) con la excepción del periodo 1995-2008, donde las condiciones de temperatura hacen una floración generalizada más temprana.

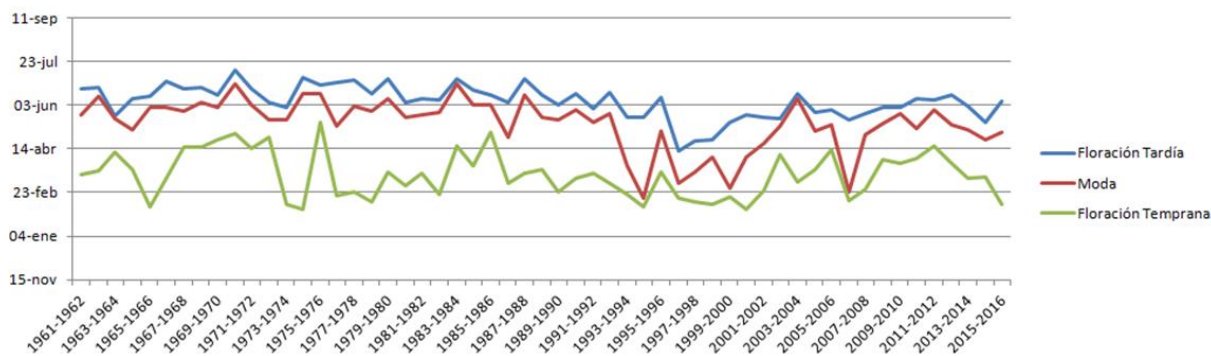


Figura 18: Gráfica de evolución de la floración con respecto a la moda en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la duración de la floración, definida como el número de días entre que al menos un pixel del área de estudio tiene flores, la evolución es también variable (Figura 19). En este caso, en los primeros años analizados la floración parece concentrarse en periodos más cortos, aunque más tardíos. Por el contrario, en los últimos años analizados esta duración parece ser algo mayor, pero sin un patrón claro, con muchas variaciones entre años.

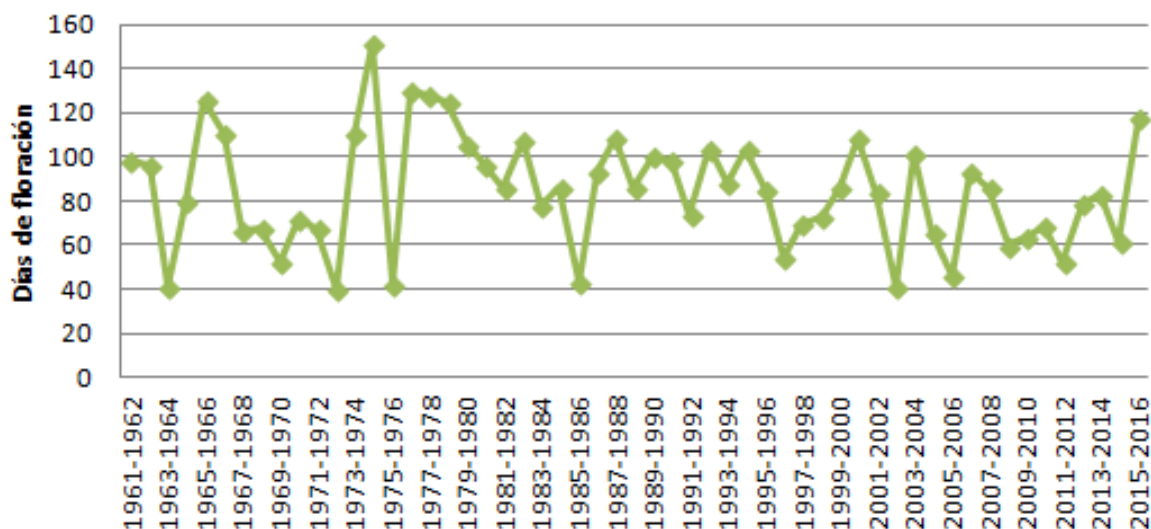


Figura 19: Duración de la floración del pjournal en Sierra Nevada. Fuente: Elaboración propia.

Por último, la Figura 20, representa las distribuciones de los valores de floración para la zona y periodo analizado. Las distribuciones ratifican las evoluciones observadas en el resto de estadísticos analizados, con valores medianos más estables al comienzo y al final del periodo, pero con unos años de grandes variaciones coincidiendo con mitad de la década de los noventa y la primera década del siglo XXI.

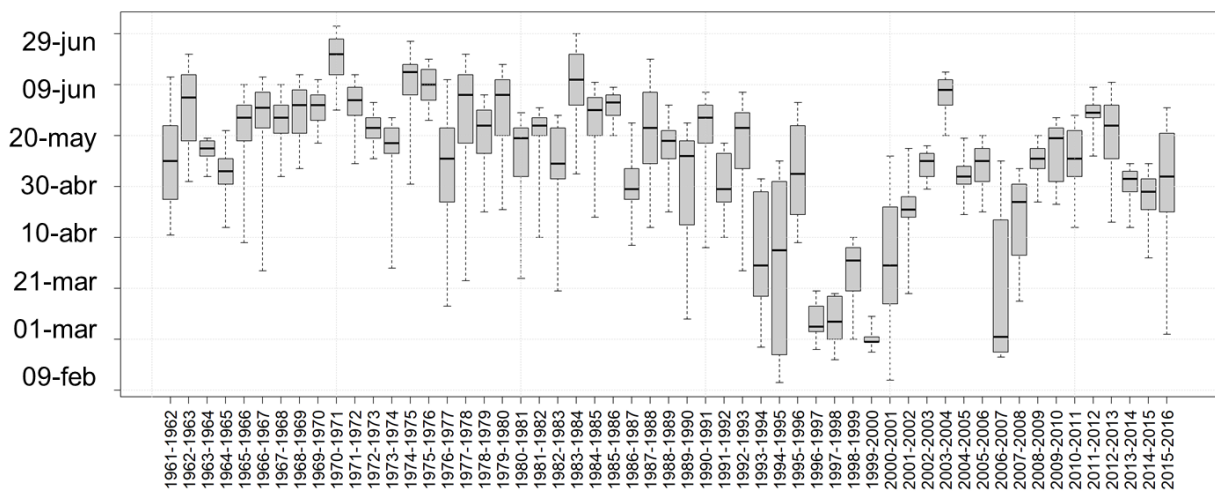


Figura 20: Gráfico de percentiles de los valores de floración. Fuente: Elaboración propia.

Justo este periodo de mayor variabilidad coincide con los años de mayores valores promedio tanto de temperatura media como de temperatura mínima en toda el área de Sierra Nevada (Figura 21). Si bien estos valores engloban un área mayor a la de estudio, pueden actuar como indicador de estas variaciones. Cabe destacar que no se observa la misma relación en el caso de los valores promedio mínimos de las temperaturas. Estos mínimos aparecen a mediados de la década de los setenta, siendo este periodo estable en cuanto a la floración media.

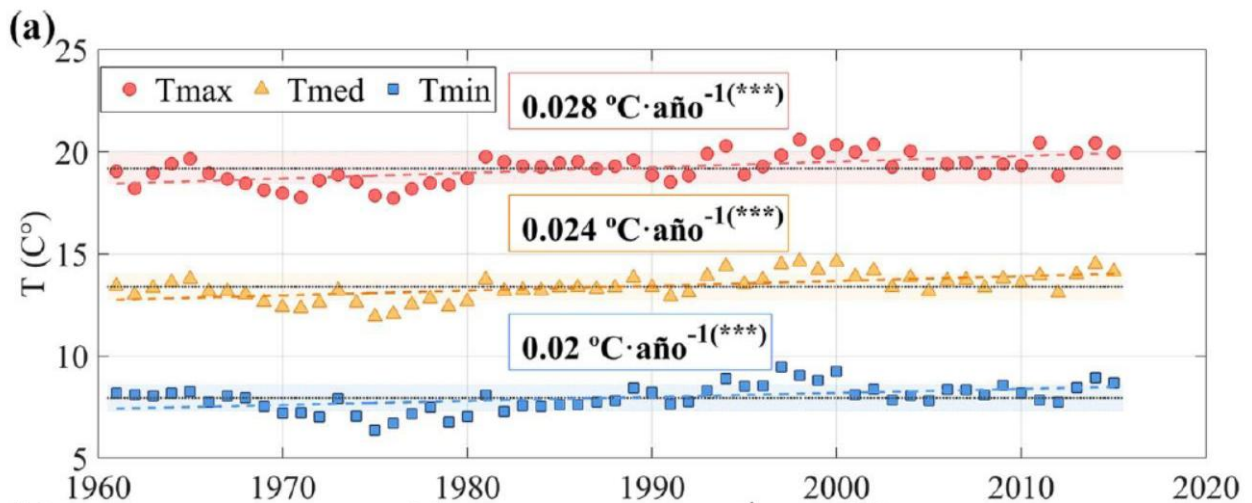


Figura 21: Evolución de la temperatura media anual de las máxima, media y mínima diaria en el periodo 1961-2015 promediada en el área de estudio: línea discontinua: tendencia de la evolución; línea continua: valor medio del periodo de estudio; área sombreada: desviación típica de la variable. Fuente: Pérez-Palazón (2019)

## **CONCLUSIONES**

---

## 6. CONCLUSIONES

Este trabajo ha puesto de manifiesto la utilidad de las series de temperatura para la obtención de mapas distribuidos de evolución de la floración del piornal en el área de Sierra Nevada. Se ha obtenido la fecha de floración más probable en toda el área definida como piornal para el periodo 1961-2016. El análisis muestra como no existe una tendencia clara en la evolución de la fecha de floración media, con un patrón cambiante a lo largo de los 55 años analizados, destacando un cambio muy brusco en el periodo 1995-2008 que coincide con los años más cálidos de la serie para las temperaturas media y mínima. A pesar de ello y en líneas generales parece observarse un pequeño retraso en los valores medios de floración y una mayor duración de ésta.

Los valores obtenidos han sido validados con observaciones tanto in situ, a través de fotografía terrestre como utilizando información satelital. Si bien las diferencias entre técnicas pueden diferir unos 14 días, dicho error podría ser considerado como aceptable dentro de estudios fenológicos, tradicionalmente basados en campañas de medida in situ con una frecuencia semanal. Es importante destacar que en el caso de la validación utilizando imágenes satelitales, las fechas de floración se encuentran condicionadas por su disponibilidad, que en el caso de las imágenes Landsat es de 16 días si no hay nubes, pero que puede ampliarse más en el caso de la presencia de éstas. Resaltar también la limitación en el uso de imágenes Landsat debido a su resolución espacial, 30 x 30 m, área homogénea en las imágenes y en la que la floración puede no ocurrir de manera uniforme.

Por tanto, los resultados de este trabajo sientan las bases para la evaluación de un posible sistema de seguimiento del ciclo fenológico del piornal en Sierra Nevada, novedoso, barato y preciso, que utiliza la metodología validada. Además, esta metodología podría ser utilizada en otros campos, determinando la posible fecha de floración de otras especies, como el olivo, que constituyen un problema desde el punto de vista de las alergias primaverales.



## **ANEXOS**

---

## ANEXO. MAPAS DE FLORACIÓN DERIVADOS DE LAS CONDICIONES DE TEMPERATURA.

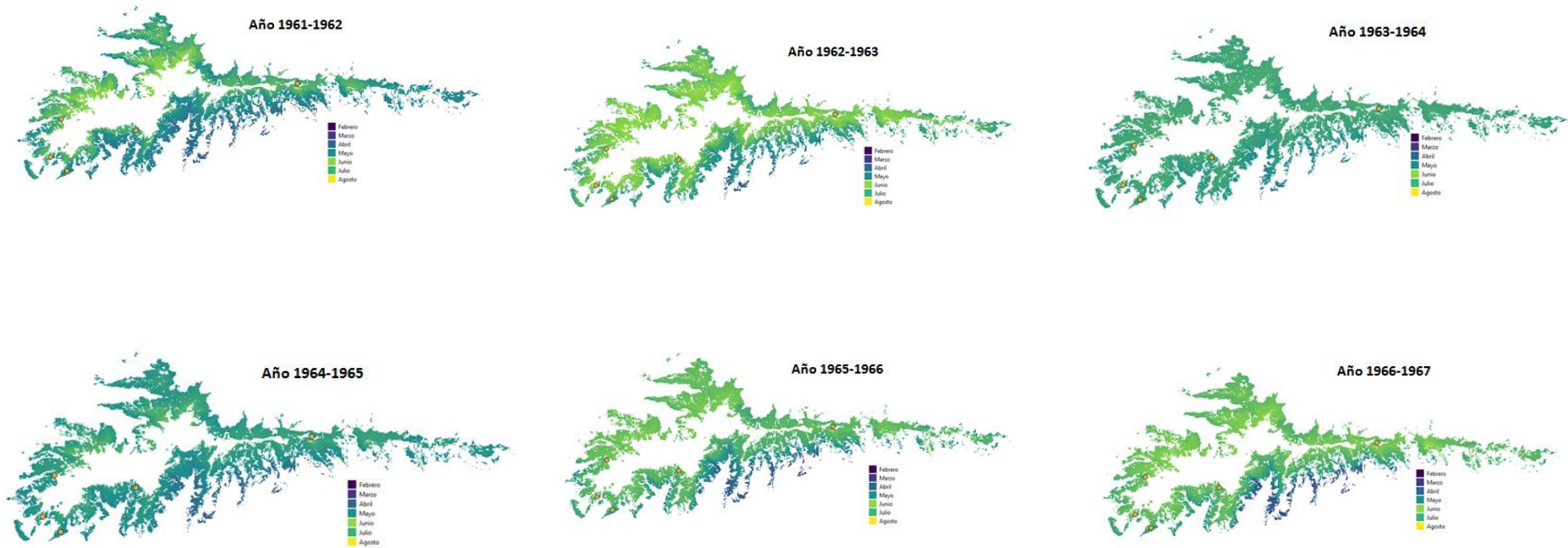


Figura 22: Mapas de floración con condición de temperatura 1961-1962 a 1962-1967. Fuente: Elaboración propia.

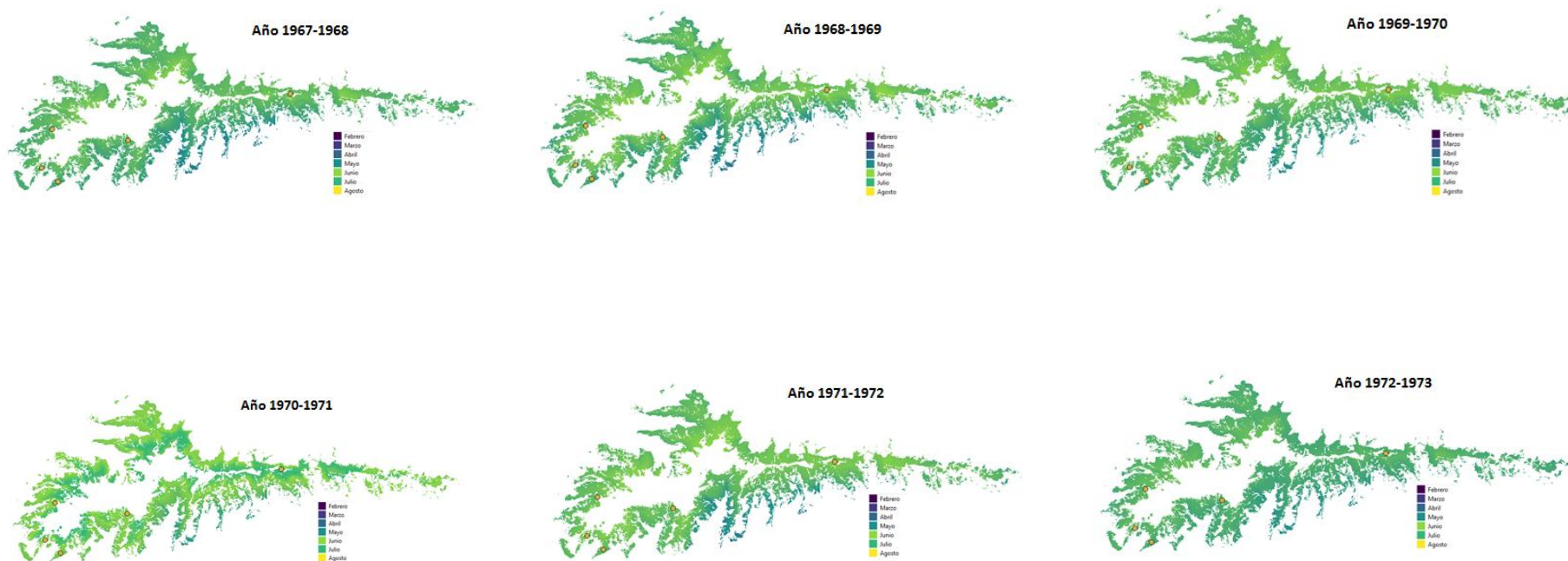


Figura 23: Mapas de floración con condición de temperatura 1967-1968 a 1972-1973. Fuente: Elaboración propia.

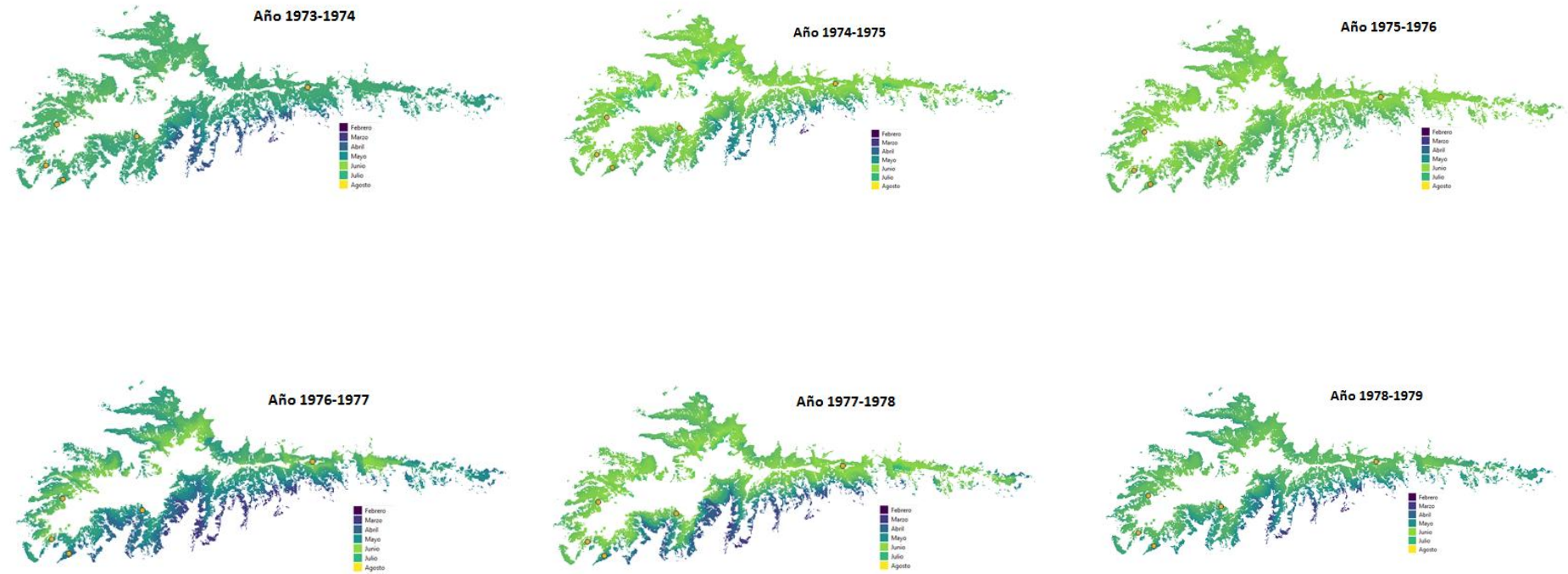


Figura 24: Mapas de floración con condición de temperatura 1972-1973 a 1978-1979. Fuente: Elaboración propia.

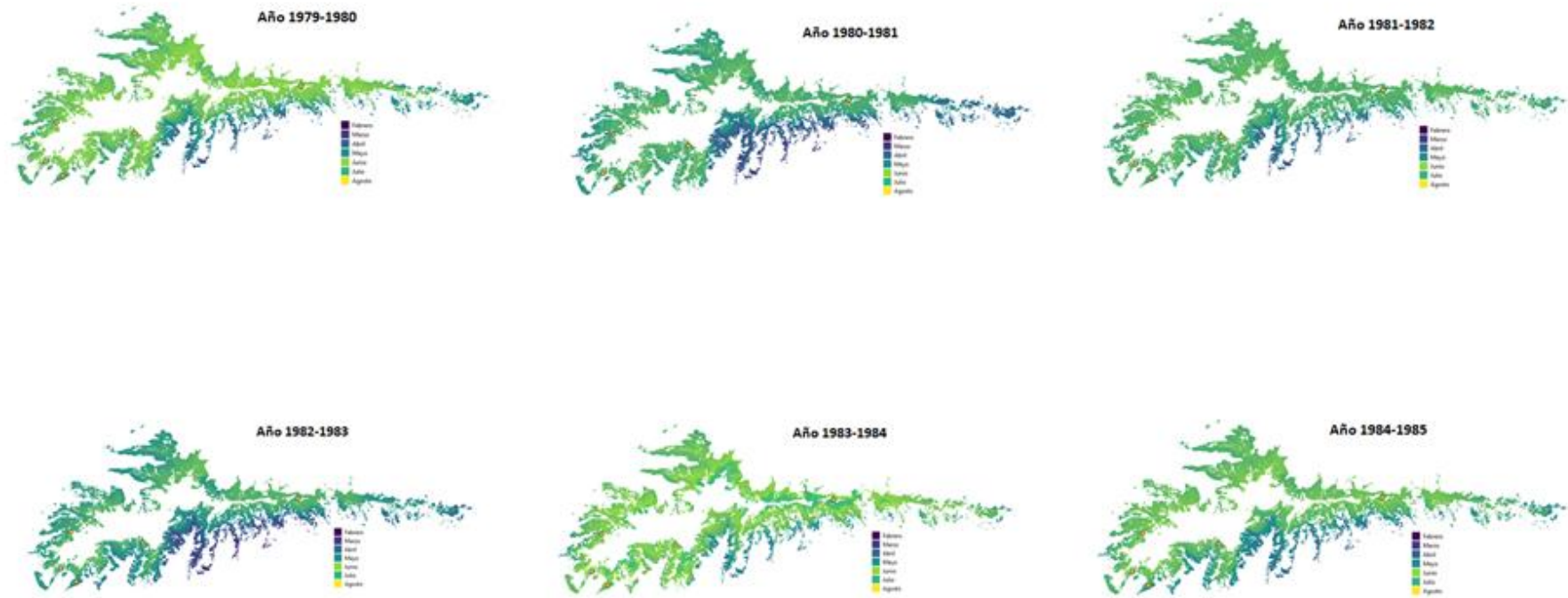


Figura 25: Mapas de floración con condición de temperatura 1979-1980 a 1984-1985. Fuente: Elaboración propia.

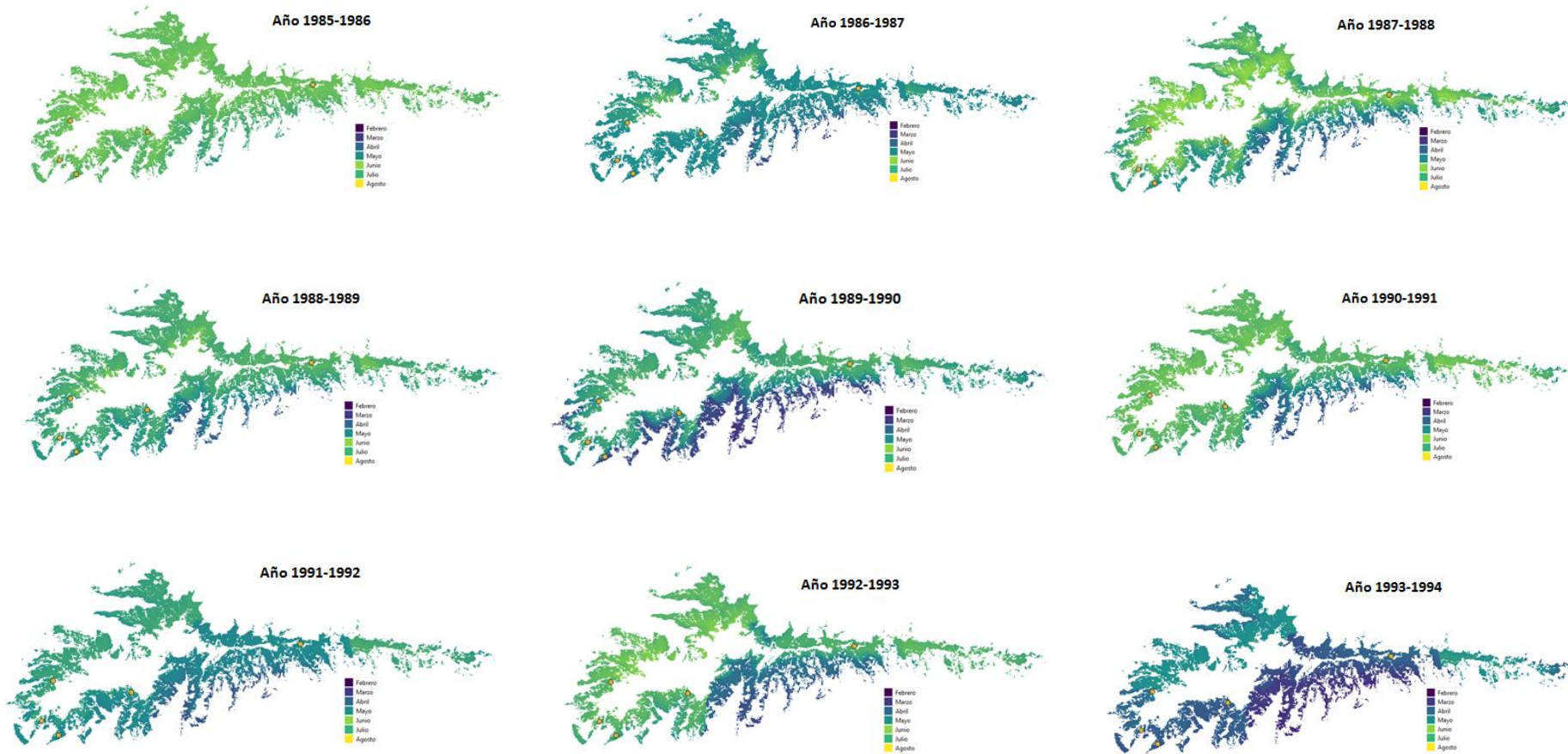


Figura 26: Mapas de floración con condiciones de temperatura 1985-1986 a 1993-1994. Fuente: Elaboración propia.

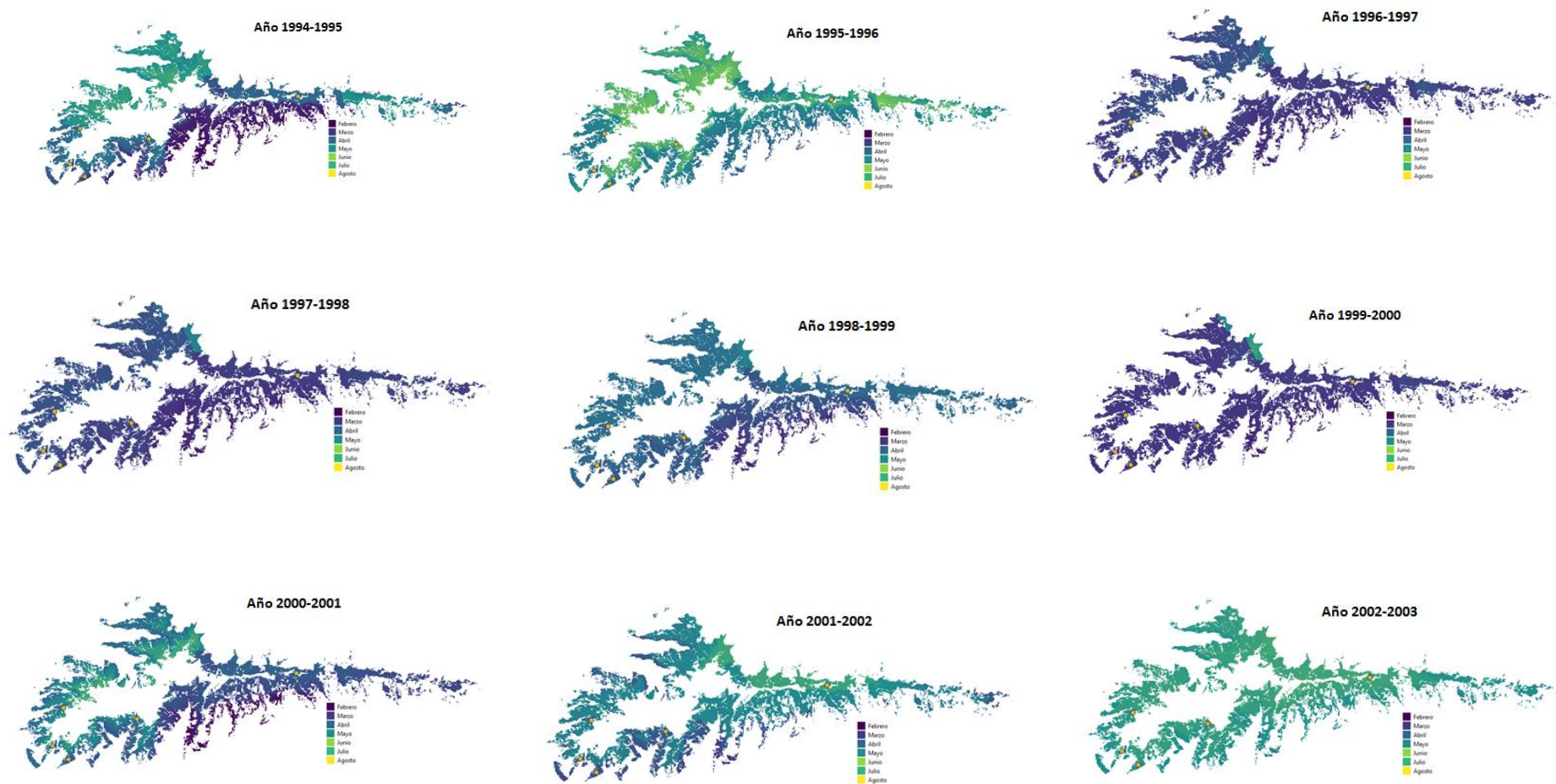


Figura 27: Mapas de floración con condiciones de temperatura 1994-1995 a 2002-2003. Fuente: Elaboración propia.

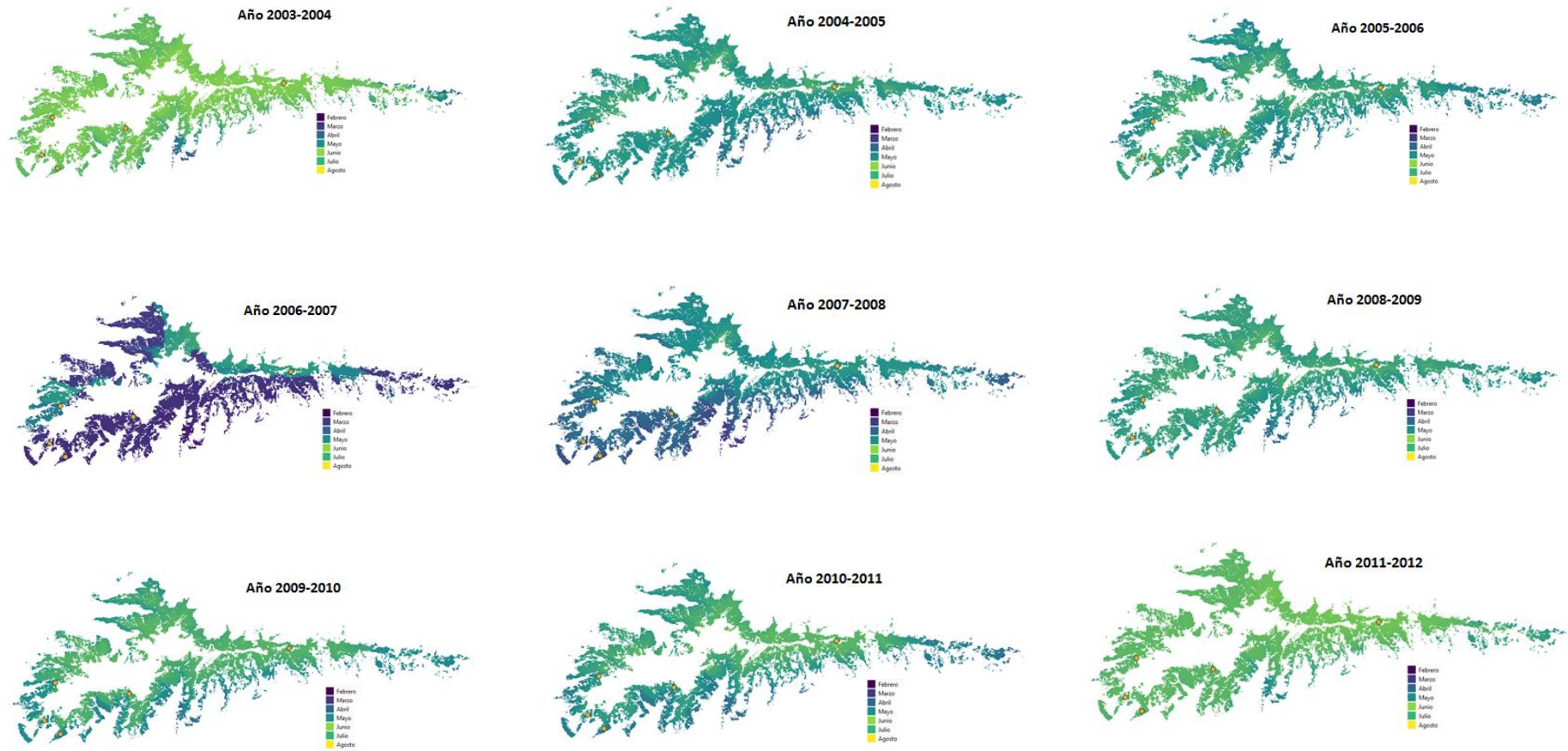


Figura 28: Mapas de floración con condición de temperatura 2003-2004 a 2011-2012. Fuente: Elaboración propia.



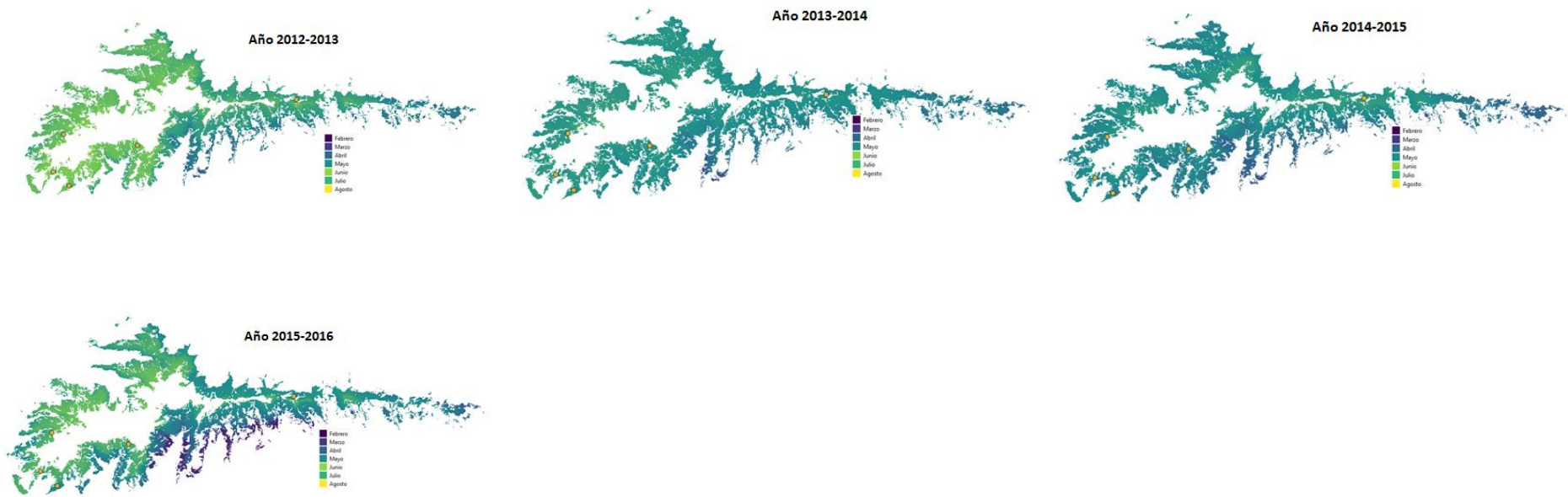


Figura 29: Mapas de floración con condición de temperatura 2012-2013 a 2015-2016. Fuente: Elaboración propia.

## **CAPÍTULO 8. BIBLIOGRAFÍA Y WEBGRAFÍA**

---

## 8. BIBLIGRAFÍA Y WEBGRAFÍA

### BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, C., Zinnert, J. C., José, M., & Young, D. R. (2012). NDVI as an indicator for changes in water availability to woody vegetation. *Ecological Indicators*, 23, 290–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.008>

Aguilar, C., Herrero, J. and Polo, M.J. (2010) Topographic effects on solar radiation distribution in mountainous watersheds and their influence on reference evapotranspiration estimates at watershed scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2010, 14, 2479–2494, doi:10.5194/hess-14-2479-2010.

Aguilar, C., Herrero, J., Millares, A., Losada, M.A. and Polo, M.J. (2014) Meteomap: Generation Of Meteorological Variables For Distributed Physically-Based Hydrological Modeling. CUNY Academic Works.

Alcaraz-Segura, D., (2006). Caracterización del funcionamiento de los ecosistemas ibéricos mediante teledetección. *Ecosistemas*, 15: 113-117.

Beniston, M. Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. *Clim. Change* 2003,59, 5–31, doi:10.1023/A:1024458411589.

Bin Chen, Yufang Jin, Brown, P. (2019). An enhanced bloom index for quantifying floral phenology using multi-scale remote sensing observations. Department of Plant Sciences, University of California, Davis, CA 95616-8627, USA. Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, CA 95616-8627, USA. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.08.006>

Blanca, G., Cueto, M., Martínez-Lirola, M.J. and Molero-Mesa, J. Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biol. Conserv.* 1998, 85, 269–285, doi:10.1016/S0006-3207(97)00169-9.

- Brunet, M. et al. Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España. Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino. 2008. ISBN: 978-84-8320-470-2.
- Cabello, J. & Castro, A.J., (2012). Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas de Alta Montaña de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Cebrino, J. (2017). Spatio-temporal flowering patterns in Mediterranean Poaceae . A community study in SW Spain.
- Chen, B., Jin, Y., Brown, P. (2019) An enhance bloom index for quantifying floral phenology using multi-scale remote sensing observation. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 156. 108-120.
- Chuvieco, E., (2008). Teledetección ambiental. Ariel, Barcelona.
- Dynamics, F., Observation, E., & Dynamics, F. (2015). Study of Snow Dynamics at Subgrid Scale in Semiarid Environments Combining Terrestrial Photography and Data Assimilation Techniques. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0046.1>
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Machado, E.A., Rogan, J. & Anyamba, A., 2013. Global trends in seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982-2011. Remote Sensing, 5(10): 4799-4818. <https://doi.org/10.3390/rs5104799>
- Escudero, A., García-Camacho, R., García-Fernández, A., Giménez-Benavides, L., Iriondo, J.M., Lara-Romero, C., Morente, J., Pescador, D.S. Vulnerabilidad al cambio climático de las plantas de alta montaña mediterránea. Área de Biodiversidad y Conservación. Departamento de Biología y Geología. URJC, Móstoles, Madrid, E-28933.
- Gavilán-García, R.G. Estudio de las relaciones entre la vegetación y el clima en el Sistema Central Español. Departamento de Biología Vegetal. Universidad Complutense de Madrid.

- Gutierrez-Hernandez, O. (2020). Fenología de los ecosistemas de alta montaña en Andalucía: Análisis de la tendencia estacional del SAVI (2000-2019). *Pirineos*, 175, e055. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2020.175005>
- Guntiñas-Rodríguez, M.E. (2009). Influencia de la temperatura y de la humedad en la dinámica de la materia orgánica de los suelos de Galicia y su relación con el cambio climático. Departamento de Bioquímica del Suelo. Instituto de Investigaciones Agro biológicas de Galicia. Santiago de Compostela, Spain.
- Herrero J., Polo M.J. and M.A. Losada. Snow evolution in Sierra Nevada (Spain) from an energy balance model validated with Landsat TM data. *Proceedings, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XIV*, 2011,Pragha, Czech Republic, SPIE 8531.
- Herrero, J., Aguilar, C., Polo, M.J. and M.A., Losada. (2010) Mapping of meteorological variables for runoff generation forecast in distributed hydrological modeling. *Proceeding, Hydraulic Measurements & Experimental Methods Conference*, New York, 606–611.
- Linville, D. E. (1990). Calculating Chilling Hours and Chill Units from Daily Maximum and Minimum Temperature Observations, *25*(1), 14–16.
- Luque, A.J., Sánchez-Rojas, C.P., Zamora, R. & Bonet, F.J. Cambios temporales en la diversidad, abundancia y fenología de las comunidades vegetales: un estudio de 25 años en los borreguiles. Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía, Universidad de Granada. Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía.
- Muñoz, J.M. Cambios en la floración a lo largo de gradientes ambientales. Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía, Universidad de Granada. Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía.

- Pérez-Luque, A.J., Sánchez-Rojas, C.P., Zamora, R., Pérez-Pérez, R., Bonet, F.J. (2015). Dataset of Phenology of Mediterranean high-mountain meadows flora (Sierra Nevada, Spain). *PhytoKeys* (46) 89-107.
- Pérez-Palazón, M.J. (2019). Análisis de tendencias en los flujos de agua y energía de la capa de nieve a diversas escalas en Sierra Nevada. Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología de la Universidad de Córdoba y Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales de la Universidad de Granada, Spain.
- Pérez-Palazón, M.J., Pimentel, R., Herrero, J., Aguilar, C., Perales, J.M. and Polo, M.J. (2015). Extreme values of snow-related variables in Mediterranean regions: trends and long-term forecasting in Sierra Nevada (Spain). *Proc. Int. Assoc. Hydrol. Sci.* 2015, 369, 157–162.
- Pimentel, R., Herrero, J. and Polo, M. J. (2017). Quantifying Snow Cover Distribution in Semiarid Regions Combining Satellite and Terrestrial Imagery. *Remote Sens.* 2017a, 9(10), 995
- Res, C. (1996). Modelling comparison to evaluate the importance of phenology and spring frost damage for the effects of climate change on growth of mixed temperate-zone deciduous forests, 7(Lieth 1974), 31–41.
- Rivas-Martinez, S., 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Scott, W. (2006). Erratum: Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change, 21(1), 2006. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.006>
- Tinaut J.A. (1979). Estudio de la mirmecofauna de los Borreguiles del S. Juan (Sierra Nevada, Granada) (*Hym. Formicidae*) Bol. Asoc. Esp. Entom. (3) 173-179.
- Torralbo-Muñoz, P. (2018). Análisis de tendencias de indicadores ecohidrológicos en montaña mediterránea orientado a la evaluación de impactos de calentamiento global. Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología de la Universidad de Córdoba y Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales de la Universidad de Granada, Spain.

## WEBGRAFÍA

Perfiles de vegetación en España. Consultado 02/06/21

<http://atlasnacional.ign.es/wane/Biogeograf%C3%ADa>

Modelo digital de elevaciones. Consultado. 03/07/21. <https://www.ign.es/web/seccion-elevaciones>

Mapa de cobertura vegetal. 03/07/21.

[https://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR?path=%2F01\\_CHARACTERIZACION\\_TERRITORIO%2F06\\_USOS\\_COBERTURAS%2F06\\_SIOSE%2F05\\_SIOSEA\\_2016%2F01\\_SIOSEA16\\_OCUPACION\\_SUELO%2FSioseA16\\_OS\\_Detalle](https://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR?path=%2F01_CHARACTERIZACION_TERRITORIO%2F06_USOS_COBERTURAS%2F06_SIOSE%2F05_SIOSEA_2016%2F01_SIOSEA16_OCUPACION_SUELO%2FSioseA16_OS_Detalle)

Floración en Sierra Nevada. Consultado 23/07/21.

[https://www.wikiwand.com/es/Flora\\_de\\_Sierra\\_Nevada](https://www.wikiwand.com/es/Flora_de_Sierra_Nevada)

Principios de fenología. Consultado 10/08/21.

<http://www.pluviometro.com/Ditemasdivul/fenologia.html>

Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada. 12/08/21.

<https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/nuestros-parques/sierranevada/valores-culturales/default.aspx>