



Universidad de Valladolid



**Escuela Técnica Superior
de Ingenierías Agrarias
Campus de Palencia**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIA E INGENIERÍA
AGROALIMENTARIA Y DE BIOSISTEMAS**

TESIS DOCTORAL:

**SISTEMAS AGROFORESTALES A PARTIR DE TÉCNICAS DE FORESTACIÓN
EN ZONAS AGRÍCOLAS DEGRADADAS BAJO EL CONTEXTO DE CAMBIO
CLIMÁTICO**

Presentada por Luis Quinto para optar al grado de Doctor por la Universidad de Valladolid

Dirigida por:

Salvador Hernández Navarro

2022

Sé el cambio que quieras ver en el mundo
Mahatma Gandhi

«Tengo la sospecha de que la Tierra se comporta como un gigantesco ser vivo».
James Lovelock

"Sólo después que el último árbol sea cortado, sólo después que el último río haya sido envenenado, sólo después que el último pez haya sido atrapado, sólo entonces nos daremos cuenta, que no nos podemos comer el dinero"
— **Indios Cree**

Produce una inmensa tristeza pensar que la naturaleza habla mientras el género humano no la escucha (**Víctor Hugo**). No te des la vuelta, observa lo que pasa a tu alrededor con el agua, los bosques, la contaminación del aire y ten los oídos atentos a los mensajes que nos manda la naturaleza.
¿Puedes oírlos?

«La naturaleza es un hogar-hereditario, tus actuaciones de hoy incidirán en la coexistencia en armonía hombre-naturaleza, hombre-ambiente del mañana».
L.Q.

AGRADECIMIENTOS

Infinitas gracias a mi Dios Todopoderoso por haberme dado sabiduría, entendimiento y entereza para llegar al final de esta nueva meta, por proveerme de todo lo necesario para seguir adelante, por todo lo que me ha dado y permanecer siempre a mi lado.

Agradezco al director Salvador Hernández Navarro, por su apoyo, orientación desde mi llegada a España y por su valioso tiempo y sus valiosas ideas para llevar la tesis a puerto seguro (Universidad de Valladolid/Campus La Yutera-Palencia).

Deseo expresar mi agradecimiento al grupo de Investigación ERSAF (Universidad de Córdoba/Campus Rabanales).

A los organismos: Secretaría Nacional de Ciencia Tecnología e Innovación (SENACYT), Instituto para la Formación y Aprovechamiento de Recursos Humanos (IFARHU) y a la Universidad de Panamá, les agradezco por su confianza y hacer posible mi crecimiento profesional y personal, mediante el financiamiento de mi formación doctoral.

Gracias a mis amistades, que durante mis estancias en Palencia y en Córdoba, siempre me prestaron gran apoyo moral y humano, necesarios en los momentos difíciles de este trabajo y días agradables: Nines Serrano (España), Mike-Malí (Eritrea), Zaca (Argelia), Jorge (Chile) y Juan Carlos (México).

A mis amistades en Panamá: David, Bravo, Ayanaris, Nachin, Kenia, Maylin, Edwin, Nachito, Canto, Tata, Ariel (sopita), Pascualita, Nelva, Áa, Elena, Luchi, Mildred, Ninoska, Migdalia, siempre con buena disposición, atentos y deseando lo mejor para mí.

A mis primas: Calixta y Estebana, porque desde mis inicios, invariablemente estuvieron brindándome su apoyo incondicional y acogiéndome como verdadera familia.

A ustedes tías: Bellanida, Nidia y Nana, desde mi adolescencia, siempre me extendieron sus maravillosas manos.

A ustedes, Padrino y Madrina: Isaac y Timotea, gracias por sus atinados e importantes consejos y auxilios durante mi adolescencia, incidieron positivamente en mi crecimiento personal y profesional.

Mi madre, María Quinto Martínez, mujer de gran corazón, enseñanza, y de gran fe en Cristo, por ser mi pilar fundamental y el amanecer de cada mañana en el centro de mi vida. Eres madre y mujer ejemplar. Hiciste el rol de padre con amor, dedicación y sabiduría. Nunca alcanzaré a compensarte todo lo que hiciste y haces por mí, “gracias, madre”.

A Javiela I. Monterrey, por demostrarme siempre tu cariño y apoyo incondicional sin importar nuestras diferencias de opiniones. Por ser la madre de mis hijas Dixi y Peque, por cuidarlas y educarlas durante mi ausencia.

A mis hermanos: Víctor y Harlin, por atender y cuidar de nuestra madre durante mi larga ausencia, además de sus valiosos apoyos siempre que los he necesitado. Hombres de bien ante la sociedad.

A mis sobrinas y sobrinos (Karla, Marita, Darlenis, Arlenis, Luisin, Juan Manuel, Víctor Manuel, Harlin Joel y Juan Ricardo). Que Dios Todopoderoso, les colme de muchas bendiciones y sabidurías.

Finalmente, a mis seres que invaden y colman todo mi ser, mis hijas: Dixiana, Seyance y Mariam, y mi hijo Leo. Gracias por el tiempo que me han concedido, un tiempo robado a la historia familiar. Sin su apoyo este trabajo nunca se habría escrito y, por eso, este trabajo es también el suyo. Gracias por su comprensión, gracias por estar allí.

¡Gracias a Todos!

Dixiana (Ichi), Seyance (Peque), Mariam y Leo, mi familia...

Perdón, por mi ausencia, dolor y sufrimientos causados.

En memoria de mis hermanos Alirio y Juan Carlos. Dios los tenga en la gloria.

“Descansen en Paz”

DIRECTORES

SALVADOR HERNÁNDEZ NAVARRO

Doctor

Profesor Titular

Docente del programa de: doctorado Ciencia e Ingeniería Agroalimentarias y de Biosistemas.

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agrarias

Universidad de Valladolid/Campus Palencia La Yutera

Sistemas Agroforestales a partir de Técnicas de Forestación en Zonas Agrícolas Degradadas bajo el Contexto de Cambio Climático

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo de investigación fue evaluar el espacio geográfico ambiental actual y futuro de las plantaciones de *Q. ilex* y *P. halepensis*, así como analizar los componentes agroforestales a partir de técnicas de forestación en zonas agrícolas degradadas bajo el contexto del cambio climático en Andalucía España. Se evaluó la supervivencia actual bajo los escenarios de cambio climático actuales y futuros previsibles, utilizando Modelos de Distribución de Especies (MDE) en conjunto. Para dicho propósito se utilizó el Sistema de Información Geográfica y la base de datos de presencia/ausencia de *Q. ilex* y *P. halepensis*, obtenidos de la Red de Vigilancia Forestal de Andalucía (RED SEDA), y del tercer Inventario Forestal Nacional de España (IFN3); los datos utilizados son de presencia y supervivencia de forestación con encina y pino carrasco en tierras agrícolas e información ambiental en forma de “ráster” a una resolución espacial de 2000 y 200 m². Se encontró que el 25-38% de las plantaciones de *Q. ilex* y *P. halepensis* plantadas entre 1993 y 2000 se establecieron en el área óptima de ocurrencia (probabilidad de ocurrencia >70%), pero sólo el 12,3% (*Q. ilex*) y el 22,9% (*P. halepensis*) presentaron simultáneamente una tasa de supervivencia aceptable (>50%). Además, el volumen del espacio ambiental definido por *Q. ilex* disminuyó, mientras que el definido por *P. halepensis* se mantuvo constante en las proyecciones futuras bajo el cambio climático. Se ha confirmado el potencial de los MDE para predecir la distribución de la tasa de supervivencia de *Q. ilex* y *P. halepensis* y para evaluar la estabilidad futura de cada una de estas especies. En el peor de los casos, ~ 5% de *Q. ilex* y ~ 33% de *P. halepensis* de la superficie plantada soportarían el cambio climático.

Por otro lado, se determinaron modelos alométricos robustos para estimar la biomasa general de carbono y las existencias de carbono orgánico del suelo (COS) en función de la altura y el diámetro de los árboles de *Ceratonia siliqua* obtenidos a partir de datos de campo. Se obtuvieron mediciones de árboles individuales derivadas de escaneo láser aéreo (ELA) de baja densidad y asimismo se cuantificó el diámetro a la altura de pecho (dap) y COS, debido a que el dap es la variable más confiable para la estimación de biomasa; finalmente se estimaron y se cartografiaron las existencias totales de C en la forestación de algarrobos. Los valores obtenidos de biomasa arbórea en follaje, raíces, ramas y tallos para algarrobos fueron de 5,35, 17,06, 14,53 y 9,52 %, respectivamente. La combinación de modelos alométricos permitió calcular la reserva total de C en la plantación de *Ceratonia siliqua* con precisión y a un menor costo que con los inventarios de campo.

Finalmente, se estudiaron los procesos de fragmentación del paisaje asociados a la forestación en tierras agrícolas entre 1990 y 2018, en dos localidades del sur de España (Andévalo y Guadix). Utilizando las bases de datos de cobertura del suelo de Andalucía (1990 y 2018), el análisis PatchAnalyst-ARCGIS y Getis-Ord Gi, se calcularon métricas de fragmentación para cuantificar los cambios en la conectividad de los ecosistemas. Se observó que el cambio más significativo de 1990 a 2018 fueron las plantaciones de árboles forestales en Andévalo (*Quercus ilex* y *Q. suber*, 22,314.60 ha) y Guadix (*Pinus halepensis*, 2,532.68 ha). Estos cambios se debieron principalmente a la conversión de uso del suelo de dehesas y arbustos. Los cambios en las métricas de fragmentación reflejaron que la forma de la parcela se volvió "más compleja" y la fragmentación del paisaje se incrementó como consecuencia de la forestación. Las áreas de categorías dominantes de uso de la tierra fueron penetradas por un gran número de parcelas forestadas en el período del plan de forestación de la UE (1993-2010).

El presente trabajo de investigación contribuye mediante recomendaciones, implicaciones prácticas y futuras líneas de investigación en el avance de la sostenibilidad mediante los modelos predictivos de distribución de especies forestales, bajo diferentes escenarios de cambio climático en la implementación de adecuadas técnicas de forestación y sistemas agroforestales como contribución a la mitigación del cambio climático, adopción de los sistemas agroforestales y, en garantizar la seguridad alimentaria en el contexto de un desarrollo sostenido y holístico.

Palabras Clave: *Q. ilex*, *P. halepensis*, cambio climático, modelos alométricos, *Ceratonia siliqua*, fragmentación del paisaje, sistemas agroforestales.

ABSTRACT

The main objective of this research work was to evaluate the current and future geographical environmental space of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations, as well as to analyze the use of agroforestry components based on afforestation techniques in degraded agricultural areas in the context of climate change in Andalusia Spain. Current survival was evaluated under current and foreseeable future climate change scenarios and by using Species Distribution Models (SDMs). For this purpose, the Geographic Information System, and the presence/absence database of *Q. ilex* and *P. halepensis*, obtained from the Andalusian Forest Surveillance Network (RED SEDA), and the third National Forest Inventory of Spain were used. (IFN3); data on the presence and survival of afforestation with Holm oak and Aleppo pine in agricultural lands and environmental information in the form of a “raster” at a spatial resolution of 2000 and 200 m² were used. It was found that 25-38% of the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations planted between 1993 and 2000 were established in the optimal area of occurrence (probability of occurrence > 70%), but only 12,3% (*Q. ilex*) and 22,9% (*P. halepensis*) simultaneously presented an acceptable survival rate (> 50%). Furthermore, the volume of the environmental space defined by *Q. ilex* decreased, while that defined by *P. halepensis* remained constant in future climate change projections. The potential of SDMs to predict the survival rate distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* and to assess the future stability of each of these species has been confirmed. In the worst case, ~ 5% of *Q. ilex* and ~ 33% of *P. halepensis* in the planted area would withstand climate change.

On the other hand, robust allometric models were determined to estimate the general carbon biomass and SOC stocks as a function of the height and diameter of *Ceratonia siliqua* trees obtained from field data. Measurements of individual trees were obtained derived from Low density ALS and dbh and SOC were also quantified, since dbh is the most reliable variable for estimating biomass; finally the total C stocks in the carob tree plantation were estimated and mapped. The values obtained for tree biomass in foliage, roots, branches, and stems for carob trees were 5,35, 17,06, 14,53 and 9,52%, respectively. The combination of allometric models allowed calculating the total C stock in the *Ceratonia siliqua* plantation with precision and at a lower cost than with field inventories.

Finally, the landscape fragmentation processes associated with afforestation in agricultural lands between 1990 and 2018 in two localities in southern Spain (Andevalo and Guadix) were studied using the land cover databases of Andalusia (1990 and 2018), The PatchAnalyst-ARCGIS and Getis-Ord Gi analysis fragmentation metrics were calculated to quantify changes in ecosystem

connectivity. It was observed that the most significant change from 1990 to 2018 occurred in the forest tree plantations in Andevalo (*Quercus ilex* and *Q. suber*, 22,314.60 ha) and Guadix (*Pinus halepensis*, 2,532.68 ha). These changes were mainly due to land use conversion from pastures and shrublands. Changes in fragmentation metrics reflected the fact that the shape of the parcel became "more complex" and the fragmentation of the landscape increased as a consequence of afforestation. Areas of dominant land-use categories were penetrated by a large number of forested parcels in the period of the EU afforestation plan (1993-2010).

This research work contributes through recommendations, practical implications, and future lines of research to the advancement of sustainability through predictive models of forest species distribution, under different climate change scenarios in the implementation of adequate afforestation techniques and agroforestry systems as a contribution to the mitigation of climate change, adoption of agroforestry systems and food security in the context of sustained and holistic development.

Keywords: *Q. ilex*, *P. halepensis*, climate change, allometric models, *Ceratonia siliqua*, landscape fragmentation, agroforestry systems.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	xv
ÍNDICE DE CUADROS	xvii
INTRODUCCIÓN	19
1. MARCO CONCEPTUAL.....	21
1.1. Cambio Climático	21
1.1.1. El cambio climático y su relación con el uso de los recursos naturales.....	22
1.1.2. Procesos de abandono de actividades agrarias en el ámbito mediterráneo	28
1.1.3. Cambio en los patrones espaciales del paisaje.....	30
1.1.4. Concepción de la dinámica del paisaje	31
1.2. Seguridad Alimentaria	31
1.3. Los Sistemas Agroforestales ante el Cambio Climático	32
1.3.1. Los sistemas agroforestales como alternativa de producción para la mitigación al cambio climático	32
1.3.2. Características de la agroforestería	33
1.3.3. Clasificación de los sistemas agroforestales.....	34
1.4. La Forestación y la Política Agraria Comunitaria (PAC) en Andalucía España	37
1.4.1. Especies objeto de estudio, Encina y Pino carrasco	38
2. MARCO CONTEXTUAL.....	42
2.1. Sistemas Agroforestales Alternativa de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático y la Interacción de los Ecosistemas	43
2.2. Restauración de Paisajes Forestales a través de la Forestación en Tierras Agrícolas Degradadas	45
2.3. Distribución Basada en Modelos de Distribución de Especies (MDE) Forestales	46
2.4. Métodos para Predecir los Efectos del Cambio Climático en la Distribución y el Funcionamiento de las Especies Arbóreas	47
OBJETIVOS	52
3. THE CURRENT SITUATION AND FUTURE PERSPECTIVES OF <i>QUERCUS ILEX</i> AND	

PINUS HALEPENSIS AFFORESTATION ON AGRICULTURAL LAND IN SPAIN UNDER CLIMATE CHANGE SCENARIOS.....	54
3.1. Introduction.....	55
3.2. Material and Methods	57
3.2.1. Study area	57
3.2.2. Environmental geographical space of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> in Andalusia	57
3.2.3. Calibration and validation of presence/absence models	61
3.2.4. Current and future survival rate of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> plantations	62
3.3. Results.....	64
3.3.1. Environmental geographical space of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> in Andalusia	64
3.3.2. Environmental geographical space of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> afforestation	64
3.3.3. Current and future survival rate of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> plantations	68
3.3.4. Future stability of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> plantations	68
3.4. Discussion	73
3.4.1. Environmental geographical space of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> in Andalusia	73
3.4.2. Environmental geographical space of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> afforestation	74
3.4.3. Current and future survival rate of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> plantations	75
3.4.4. Future stability of <i>Q. ilex</i> and <i>P. halepensis</i> plantations	77
3.5. Conclusion.....	78
4. CARBON SEQUESTRATION IN CAROB (<i>Ceratonia siliqua</i> L.) PLANTATIONS UNDER THE EU AFFORESTATION PROGRAM IN SOUTH SPAIN USING LOW DENSITY ALS DATA	80
4.1. Introduction.....	81
4.2. Materials and Methods.....	83
4.2.1. Site description	83
4.2.2. Sampling and biomass equations	84
4.2.3. Soil sampling	85
4.2.4. ALS data and height data processing	88

4.2.5.	Relationship between ALS-height and dbh and SOC	89
4.2.6.	Cartography of C stocks	89
4.2.7.	Statistical analysis	89
4.3.	Results.....	90
4.3.1.	Biomass and SOC values	90
4.3.2.	The biomass allometric equations	90
4.3.3.	Height estimation based on ALS metrics	90
4.3.4.	The dbh and SOC allometric equations based on ALS height	91
4.3.5.	C stock estimation and cartography from ALS data	91
4.4.	Discussion	93
4.4.1.	Biomass and SOC values	93
4.4.2.	Allometric equations for biomass estimation	94
4.4.3.	Allometric and SOC stock estimation from ALS data	94
4.4.4.	C stock cartography	95
4.5.	Conclusions	96
5.	FRAGMENTATION PATTERNS OF AFFORESTATION IN AGRICULTURAL LANDS IN SOUTH SPAIN: A WAY TO IMPROVE LANDSCAPE CONNECTIVITY	98
5.1.	Introduction.....	99
5.2.	Materials and Methods.....	100
5.2.1.	Study area	100
5.2.2.	Land-use datasets	101
5.2.3.	Landscape fragmentation metrics	101
5.2.4.	Connectivity analysis	102
5.2.5.	Statistical analysis	103
5.3.	Results.....	104
5.3.1.	Land cover change	104
5.3.2.	Changes in landscape metrics in afforested areas	104

5.3.3.	Spatial fragmentation patterns	106
5.4.	Discussion	109
5.4.1.	Land use changes and afforestation	110
5.4.2.	Trade-offs among fragmentation metrics	110
5.4.3.	Changes in connectivity patterns related to afforestation	111
5.4.4.	Forest management implications	112
5.5.	Conclusion	113
6.	DISCUSIÓN GENERAL	115
6.1.	Sistemas Agroforestales	115
6.2.	Forestación de Tierras Agrarias bajo el PAC en el Contexto de los SAF	116
6.3.	Implicaciones de la Forestación de Tierras Agrarias en un Contexto de Cambio Climático	116
6.4.	Sumidero de Carbono en Ecosistemas Forestales Establecidos en Tierras Agrarias ...	122
6.5.	La Restauración Ecológica de Suelos Agrícolas: Mirando al Futuro	124
	CONCLUSIONES	127
	BIBLIOGRAFÍA	131
	MATERIAL COMPLEMENTARIO	156
	APÉNDICE. RELACIÓN DE ARTÍCULOS PARA LA PRESENTACIÓN DE LA TESIS	
	DOCTORAL POR COMPENDIO DE PUBLICACIONES	163

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de sistemas agroforestales en función de los componentes que los conforman.....	34
Figura 2. Localización de masa forestal de encina en Andalucía España.....	39
Figura 3. Distribución del pino carrasco en Andalucía España.....	40
Figure 4. Localization of the study area and the afforestation plots (planted between 1993 and 2000; N = 584) where the survival rates were measured (2008) and potential distribution of <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph).	58
Figure 5. Flowchart describing the methodological steps to assess the current and future habitat of <i>Quercus ilex</i> and <i>Pinus halepensis</i> afforestation on agricultural land under climate change in Andalusia.....	59
Figure 6. Current site classification occurrence according to the distribution of the survival rate of (A) <i>Quercus ilex</i> (Qi) and (B) <i>Pinus halepensis</i> (Ph).....	67
Figure 7. Future site classification of <i>Quercus ilex</i> and <i>Pinus halepensis</i> occurrence according to the distribution of the survival rate of (A) <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph) afforestation (SPV) and probability of presence of <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph) (POP).	70
Figure 8. Relation between the current potential probability of presence (POP) of (A) <i>Quercus ilex</i> (Qi) and (B) <i>Pinus halepensis</i> (Ph) (x-axis) versus the observed survival rate of <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph) afforestation (y-axis).....	71
Figure 9. Predicted progression of the natural and afforested niche hypervolume in the environmental geographical space of (A) <i>Quercus ilex</i> (Qi) and (B) <i>Pinus halepensis</i> (Ph).	72
Figure 10. Flowchart describing the methodological steps of C stock estimation in a <i>Ceratonia siliqua</i> plantation in Southeastern Andalusia using field and aerial laser scanning (ALS) data	86
Figure 11. Cartography of individual tree height in the <i>Ceratonia siliqua-Quercus ilex</i> plantation at Puerto Real (Cadiz, Southwestern Spain).....	92
Figure 12. Land use covers in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).....	101
Figure 13. Land use covers changes in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).	105
Figure 14. Land use fragmentation changes in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).....	109
Figure 15 (S1). Future regression coefficient of the comparison between the survival rate of <i>Quercus ilex</i> afforestation and current probability of presence (POP) of <i>Quercus ilex</i> estimated by the average (MEAN) of four Intercontinental Global Circulation Models (BCM2, CNCM3, ECHAM5	

and EGMAM) in three special reports on emission scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011–2040; 2041–2070 and 2071–2099)..... 157

Figure 16 (S2). Future regression coefficient of the comparison between the survival rate of *Pinus halepensis* afforestation and current probability of presence (POP) of *Pinus halepensis* estimated by the average (MEAN) of four Intercontinental Global Circulation Models (BCM2, CNCM3, ECHAM5 and EGMAM) in three special reports on emission scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011–2040; 2041–2070 and 2071–2099)..... 158

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Combinaciones agroforestales posibles en los sistemas de finca de pequeños y medianos agricultores.....	35
Cuadro 2. Clasificación tradicional de los Sistemas Agroforestales.....	36
Table 3. Variable importance ranking for model built with environmental variables, for both survival modelling distribution and current potential distribution of <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph).....	65
Table 4. Adjustment values obtained for the ensemble models of <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph) distribution in Andalusia. Cohen´s Kappa, Area Under the Curve (AUC), True Skills Statistics (TSS), sensitivity (true positive rate) and specificity (true negative rate).....	66
Table 5. Errors of the ensemble model projections of the survival rate distribution of the <i>Quercus ilex</i> (Qi) and <i>Pinus halepensis</i> (Ph) afforestation	66
Table 6. Silvicultural characteristics, biomass (kg tree ⁻¹) and soil organic carbon stocks (Mg ha ⁻¹) of <i>Ceratonia siliqua</i> plantation established under the EU afforestation scheme in Andalusia (Seville, southern Spain).....	87
Table 7. Allometric equations for tree biomass estimation (g) for <i>Ceratonia siliqua</i> plantation in Andalusia using nonlinear seemingly unrelated regressions (NSUR)(South Spain).....	90
Table 8. Allometric equations used to estimate the dbh (cm) and SOC content (kg m ⁻²) (SOC ₂₀ , 0–20 cm) for the <i>Ceratonia siliqua</i> plantation (South Spain).	91
Table 9. Silvicultural characteristics, biomass and soil organic carbon stocks (Mg ha ⁻¹) of <i>Ceratonia siliqua</i> plantation derived from low-density ALS in Andalusia (Sevilla, southern Spain).	92
Table 10. Description of the fragmentation metric parameters.	103
Table 11. Land uses in Andevalo and Guadix study areas between 1990 and 2018 (Andalusia, southern Spain).....	107
Table 12. Landscape metrics in Andevalo (Huelva) and Guadix (Granada) study areas (Andalusia, southern Spain) in 1990 and 2018 related to the EU afforestation scheme. Mean ± standard error.	107
Table 13. Landscape metrics in Andevalo (Huelva) and Guadix (Granada) study areas (Andalusia, southern Spain) in 1990 and 2018 according to land uses. Mean ± standard error.	108
Table 14 (S1). Environmental data used to predict the occurrence, survival and niche evolution of <i>Quercus ilex</i> and <i>Pinus halepensis</i> in Andalusia (Spain).	159
Table 15 (S2). Range of predictive variables of <i>Quercus ilex</i> and <i>Pinus halepensis</i> occurrence in afforestation and natural populations.	160

Table 16 (S3). A) Total area (km²) in Andalusia, B) Percentage (%) of *Quercus ilex* (Qi), C) Total area (km²) in Andalusia, and D) Percentage (%) of *Pinus halepensis* (Ph) afforestation plots carried out and classified according to the survival rate (SPV) and probability of occurrence (POP) range, for present and future climate change scenarios. 161

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. MARCO CONCEPTUAL

1. MARCO CONCEPTUAL

1.1. Cambio Climático

Por "cambio climático" se entiende una modificación del clima atribuida directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos comparables. Tales cambios se producen a muy diversas escalas de tiempo y sobre la temperatura, la presión atmosférica, las precipitaciones, la nubosidad, *etc.* En teoría, son debidos tanto a causas naturales como a las producidas por la acción del hombre (antropogénico) (Richardson *et al.*, 2009; Risto *et al.*, 2009; IPCC, 2007).

Las observaciones climáticas realizadas a escala global indican una tendencia general hacia el calentamiento terrestre (IPCC, 2007), sin embargo, existe un alto grado de incertidumbre acerca de la respuesta que ofrecerán las diferentes especies frente a los escenarios climáticos previstos para el futuro (Allen *et al.*, 2010). Los efectos climáticos en el crecimiento del árbol probablemente dependerán de los cambios específicos en las condiciones climáticas y de la sensibilidad de cada especie y su capacidad adaptativa para hacer frente a las nuevas condiciones (Felicísimo *et al.*, 2012). Los modelos climáticos a escala regional predicen para la cuenca mediterránea un incremento de temperatura y un aumento en los eventos extremos de precipitación (Sumner *et al.*, 2003; IPCC, 2007).

Los análisis científicos también señalan una tendencia creciente en la frecuencia e intensidad de los eventos meteorológicos extremos en los últimos cincuenta años y se considera probable que las altas temperaturas, olas de calor y fuertes precipitaciones continuarán siendo más frecuentes en el futuro, lo cual puede ser desastroso para la humanidad (IPCC, 2013). En tanto, una publicación del Banco Mundial (2012) advierte la probabilidad de que la temperatura media global, podría aumentar en unos 4°C durante el siglo XXI, lo cual causaría episodios de calor sin precedentes, graves sequías y grandes inundaciones en muchas regiones, con serias consecuencias para los ecosistemas y los servicios que otorgan, como por ejemplo servicios de suministro de alimentos y de agua, servicios de regulación de suelos, de enfermedades y plagas, servicios recreacionales, culturales, espirituales, y religiosos, entre otros.

Se prevé la posibilidad de que la adaptación de los bosques a las futuras condiciones medioambientales o sociales dimanantes del cambio climático se traduzca en alteraciones profundas en la forma y los propósitos con los que se realizan las actividades forestales en muchos

lugares del mundo. Junto con el clima, los cambios perceptibles en la vida de los árboles, resultantes de las modificaciones medioambientales, harán que la ordenación forestal sostenible represente un objetivo difícil de definir con exactitud.

No es posible predecir con certeza cuál será el impacto futuro del cambio climático en la salud, el crecimiento, la distribución y composición de determinados bosques porque las proyecciones climáticas locales no son abundantes; por lo demás, la interacción entre factores bióticos y abióticos es impredecible.

1.1.1. El cambio climático y su relación con el uso de los recursos naturales

Cobertura y el uso del suelo

La cobertura y el uso del suelo son dos de los elementos que mejor evidencian la transformación de la superficie terrestre por parte de la acción antropogénica a través del tiempo. La cobertura del suelo se define como la cubierta biofísica observada sobre la superficie terrestre; mientras que el uso del suelo se caracteriza por el arreglo, la actividad y la producción que hace la gente en un cierto tipo de cubierta para producir, cambiar o mantener esta cobertura del suelo.

Los factores de mayor incidencia en los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo están asociados a la deforestación. La deforestación y degradación de bosques y selvas destaca como uno de los múltiples problemas ambientales; por las consecuencias que tiene sobre los ecosistemas y el bienestar humanos considerada como una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad, erosión del suelo y un factor clave en el cambio climático global (Meli, 2003).

En las últimas décadas se han incrementado las investigaciones en el tema cobertura vegetal-clima, debido a que el clima es un factor primordial en la distribución de los patrones mundiales de los ecosistemas y, al mismo tiempo, los ecosistemas, a través de su cobertura vegetal y suelos, pueden afectar el sistema climático (Zhao *et al.*, 2001; Chapinet *al.*, 2000; Foley *et al.*, 2003). La relevancia de esta relación es tal que la conversión histórica del uso del suelo por parte del hombre puede haber causado una disminución de la temperatura entre 1 y 2 °C en latitudes medias y un calentamiento de 1 a 2 °C (IPCC, 2019) en áreas tropicales deforestadas.

El uso del suelo determina características de la superficie terrestre como la humedad de la capa superficial del suelo, la regulación del balance de radiación del sistema superficie atmósfera, los flujos de masa (vapor de agua o CO₂) y energía (calor) entre este sistema y la rugosidad que controla la energía cinética de la atmósfera, principalmente. La afectación del sistema climático, a

través de la cobertura y el uso del suelo, se resume en dos grandes categorías: procesos biogeoquímicos, que incluyen las emisiones de gases de efecto invernadero como el CO₂ y CH₄, y procesos biofísicos tales como la modificación del albedo de la superficie del suelo (Foley *et al.*, 2003; Feddema *et al.*, 2005; Brovkin *et al.*, 2006).

La ocupación del suelo está condicionada por la interacción entre los rasgos biofísicos del territorio y la actividad humana a lo largo del tiempo (Veldkamp y Lambin, 2001). En muchas regiones del mundo, la actividad humana ha sido el factor más determinante a la hora de explicar los cambios en la ocupación del suelo (Ellis *et al.*, 2010), sin embargo, es fundamental comprender que dichos cambios han sido un producto de reciprocidades existentes entre factores ambientales, históricos y socioeconómicos, articulados por los vínculos entrelazados entre las especificidades locales y los contextos globales (Lambin *et al.*, 2001).

Es sabido que los estudios sobre dinámicas de cambio de la cobertura y el uso del suelo pueden orientar una toma de decisiones más acertada para el manejo de los ecosistemas, que va a depender de las diferencias interregionales que se dan en una región y se convierten en estudios claves del cambio ambiental global.

La biodiversidad

El cambio climático al que nos enfrentamos en la actualidad constituye una de las principales amenazas para el futuro de la biodiversidad (Sala *et al.*, 2000; Parmesan, 2006), especialmente en regiones como la Cuenca Mediterránea. Los cambios ambientales globales relacionados con la alteración del clima, los ciclos biogeoquímicos, el uso del suelo, la introducción de especies, entre otros, han cambiado a ambas, la diversidad local y la mundial, con importantes consecuencias sobre los sistemas ecológicos y sociales (Chapin *et al.*, 2000). El cambio de uso del suelo es uno de los principales impulsores del cambio de la diversidad biológica y se proyecta para el año 2100 como el de mayor impacto global, seguido del cambio climático (Sala *et al.*, 2000; Hansen *et al.*, 2001; Duraiappah *et al.*, 2005; Fischlin *et al.*, 2007).

Dicha amenaza plantea nuevos desafíos a la biología de la conservación, como la adaptación de sus herramientas y principios clásicos para incorporar las diferentes respuestas de los organismos ante el cambio climático, que es fundamental para llevar a cabo una gestión efectiva de las especies y sus hábitats (Akçakaya *et al.*, 2006; Thomas *et al.*, 2011).

Ante esta realidad, la distribución de los ecosistemas está en gran medida determinada por el factor climático, y los ecosistemas actuales y futuros son reflejo de una compleja interacción entre

las variables biofísicas, tales como suelo, clima y uso de la tierra (Chapinet *et al.*, 2000; McKenzie *et al.*, 2003; Nitschke Innes, 2008). El efecto del cambio climático, aunado a los efectos de la pérdida de hábitat y fragmentación de paisajes, posibilitarán que se modifique la composición de la mayoría de los ecosistemas, desplazándose los hábitats de muchas especies; de esta forma se aumentará el régimen de pérdida de algunas especies y se crearán oportunidades para el establecimiento de otras (IPCC, 2002).

Finalmente, los cambios en la composición de las comunidades y la distribución de ecosistemas pueden producir reacciones que afectan al clima mundial y regional. Adicionalmente, los cambios en la intensidad y los patrones espaciales de uso de la tierra y el clima pueden llevar a la pérdida de importantes servicios de los ecosistemas y a la improvisación de las demandas futuras de nuestra sociedad (Quétier *et al.*, 2009).

Agricultura, ganadería y bosque

La agricultura, la ganadería y los bosques son sectores clave ante el cambio climático, porque son la fuente de la alimentación humana y por su interdependencia con la conservación del medioambiente y la protección de los ecosistemas naturales; por ello, su gestión integral sostenible es un desafío ante el cambio climático en un periodo especialmente crítico, ante las previsiones de un incremento muy importante de la demanda global de alimentos en 2050, como consecuencia del crecimiento de la población y la renta mundiales. La amenaza del cambio climático sobre los sectores agrícola, ganadero y forestal en España es especialmente relevante por sus efectos sobre el aumento de temperaturas, el cambio de régimen de precipitaciones, la mayor frecuencia e intensidad de fenómenos climáticos extremos, y los daños de las enfermedades y plagas en las especies agrícolas, ganaderas y forestales.

En el último resumen para responsables de políticas del IPCC (IPCC, 2013) se confirma que el cambio climático es advertido en todo el planeta y que el calentamiento del sistema climático es inequívoco.

La amenaza del cambio climático global ha causado preocupación entre los científicos ya que los factores climáticos indispensables para el crecimiento de los cultivos, como son la precipitación y la temperatura, se verán severamente afectados e impactarán sobre la producción agrícola (Altieri *et al.*, 2009).

Bosques

Los bosques proporcionan multitud de servicios ecosistémicos, entre los que destacan la absorción de carbono atmosférico (Sohngen y Mendelsohn, 2003), la producción de madera, la retención de suelos y el control del clima. Los bosques albergan, igualmente, entre el 50% y el 90% de todas las especies terrestres de animales y plantas (MEA, 2005), y cumplen un papel fundamental como refugio de fauna, incluyendo aquella que está en peligro y es objeto de conservación (p.ej., Myers *et al.*, 2000). En Europa, los bosques ocupan más del 25% del territorio (Brus *et al.*, 2012), acumulan un valor socioeconómico de aprox. 818 millones de €/año de servicios comercializados, y absorben cerca del 10% de las emisiones de gases de efecto invernadero generados en la región (Kumar, 2010).

La amenaza del cambio climático global ha causado preocupación entre los científicos ya que los factores climáticos indispensables para el crecimiento de los cultivos, como son la precipitación y la temperatura, se verán severamente afectados e impactarán sobre la producción agrícola (Altieriet *al.*, 2009).

Bosques del Mediterráneo de España

En Andalucía, las zonas forestales persisten como un mosaico de formaciones prácticamente adaptadas al medio biofísico en el que prosperan como consecuencia de un largo proceso histórico en el que el manejo del hombre ha tenido un papel fundamental tanto en la distribución de zonas forestadas, deforestadas o reforestadas, como en la selección de las especies dominantes, tal es el caso de determinadas especies de los géneros *Quercus* o *Pinus*.

La agricultura y la ganadería han sido dos de los agentes que han tenido una mayor importancia en la transformación de la superficie forestal de la región (Cruz, 1983), donde, como en el conjunto del país, el término “monte” se usa para referirse a los espacios forestales como espacios marginales en contraposición con los terrenos productivos o agrícolas. El monte ha quedado como “el resto” en los lugares más inaccesibles (Valdés y Gil Sánchez, 1998).

Los bosques de la Península Ibérica se encuentran, asimismo, entre los más diversos en especies a nivel europeo (Myers *et al.*, 2000) debido, entre otros, a su alta heterogeneidad ambiental (Costa *et al.*, 1997), a la gestión a la que se han visto sometidos históricamente (Urbieta *et al.*, 2008), y a que esta región sirvió como refugio a numerosas especies vegetales durante el último máximo glacial (Carrión *et al.*, 2003). Más allá de los beneficios cuantificables, los bosques proporcionan servicios ecosistémicos intangibles, como aquellos de tipo cultural, de los que se derivan beneficios psicológicos y recreativos para la población humana (MEA, 2005).

Los autores señalan la amenaza que sufren los bosques europeos en general (Lindner *et al.*, 2010), y los españoles en particular (Valladares, 2008). Esta amenaza de escala global cambia las condiciones ambientales locales, lo cual afecta al funcionamiento de las especies arbóreas, alterando, por ejemplo, su fisiología (Saxe *et al.*, 2002; Morin *et al.*, 2010), su demografía (Hansen *et al.*, 2001; Benavides *et al.*, 2013), y en última instancia, su distribución geográfica (Peñuelas *et al.*, 2007; Lenoir *et al.*, 2008; Urli *et al.*, 2013). La modificación de su distribución podría, en ciertos casos, permitir a algunas especies de árboles “escapar” del cambio climático en busca de condiciones ambientales más propicias, aunque en los árboles esta posibilidad se ve comprometida por sus largos ciclos de vida y su limitada capacidad de dispersión (Jump y Peñuelas, 2005; Jump *et al.*, 2006). Es previsible, por tanto, que el cambio climático induzca cambios en la composición de las comunidades forestales y altere el funcionamiento mismo de los bosques (Kumar, 2010). Por último, en las proyecciones de clima futuro para la Península Ibérica se prevén cambios severos en los regímenes de precipitaciones (Trigo *et al.*, 2004) y temperaturas (Giorgi y Lionello, 2008), lo cual convierte a esta región en una zona de interés prioritario ante la amenaza del cambio climático (Costa *et al.*, 1997; Valladares, 2008).

Distribución de las especies forestales

Se espera que el efecto del cambio climático sobre los ecosistemas se vea reflejado en alteración en la distribución y abundancia de las especies (Hughes, 2000; Peterson *et al.*, 2006; Root *et al.*, 2005; Parmesan, 2006) o en la desaparición directa de algunas especies y poblaciones (Walther *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004). Las distintas especies tenderían a modificar su distribución hacia latitudes y altitudes diferentes a las que se encuentran hoy en día (Ciesla, 1995; Walther *et al.*, 2005; Parmesan, 2006; Gavilán, 2008). Sin embargo, las modificaciones en el clima podrían exceder su habilidad de migrar o de sobrevivir en las nuevas condiciones ambientales (Beniston, 1994; Smith, 1997; Gray, 2005; Gavilán, 2008). Estos cambios podrían alterar la sustentabilidad de una región, debido a la modificación en la composición de especies del ecosistema (Ciesla, 1995; Gray, 2005; Walther *et al.*, 2005; Parmesan, 2006); tal es el caso de las especies en estudio *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*.

Modelos de Distribución de Especies

En la documentación se describe el desarrollo de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) que se utilizan para simular la idoneidad futura del hábitat para fines de manejo de especies, biología de conservación, biogeografía e investigación del cambio climático (Guisan y Zimmerman, 2000); este último enfocado en la distribución de especies en el contexto del cambio climático global (Morán-Ordóñez *et al.*, 2016; Thorson *et al.*, 2016).

Los Modelos de Distribución de Especies (MDE) representan la aproximación más sencilla al estudio de los efectos del cambio climático en la distribución de especies, y tal vez esa sencillez sea la que explique su éxito y amplia utilización por la comunidad científica (Araujo y Peterson, 2012). Estos modelos relacionan estadísticamente (p.ej., mediante modelos de regresión, de clasificación o de aprendizaje automatizado) los registros de presencia o ausencia de una especie en un área determinada con distintas variables abióticas, generalmente climáticas (p.ej., temperatura, precipitación u horas de radiación solar), en esas zonas (Guisan y Zimmermann, 2000). La relación estadística obtenida se puede extrapolar a otros contextos espaciales o temporales, por ejemplo, al contexto climático previsto para el futuro (mediante p.ej., modelos de circulación global; ver Pachauri *et al.*, 2014). Esto permite predecir las zonas que serán óptimas para cada especie en un contexto de cambio climático (Araújo y New, 2007).

En definitiva, las observaciones climáticas realizadas a escala global indican una tendencia general hacia el calentamiento terrestre (IPCC, 2007), sin embargo, existe un alto grado de incertidumbre acerca de la respuesta que ofrecerán las diferentes especies frente a los escenarios climáticos previstos para el futuro (Allen *et al.*, 2010). Los modelos climáticos para la cuenca mediterránea a escala regional predicen un incremento de temperatura y un aumento en los eventos extremos de precipitación (Sumner *et al.*, 2003; IPCC, 2007). De hecho, los sistemas montañosos de la cuenca mediterránea pueden verse sometidos a incrementos de temperatura un poco más altos en comparación con las regiones circundantes (IPCC, 2000, 2007), aumentando así la vulnerabilidad al cambio climático de los bosques de zonas montañosas mediterráneas (De Luis *et al.*, 2007; Linares y Tíscar 2010, 2011; Martín Benito *et al.*, 2010, 2011; Sánchez-Salguero *et al.*, 2012; Matías, 2012).

El sistema climático está determinado por un complejo sistema de variables que se distorsionan debido a la actividad económica humana no sostenible (fundamentalmente debido a las emisiones provenientes de combustibles fósiles, y a otros gases). Esto provoca un calentamiento global (y desigual) de la superficie (García, 2008) en el que están involucrados, y cada vez de forma más grave, procesos de deforestación y desertización, desaparición de la biodiversidad, agujero de la

capa de ozono, disminución de agua dulce subterránea y de superficie, *etc.* Por ende, los efectos del cambio climático sobre las temperaturas y las precipitaciones, sumados a la erosión de los suelos, producto de las lluvias, y a la desertificación, tendrán impactos diversos sobre la productividad.

Finalmente, los recursos naturales han sufrido importantes transformaciones o cambios en su composición, estructura y rendimiento, a través del tiempo y el espacio a raíz de las exigencias, demandas y el uso inapropiado por el género humano, el cual ha incidido en la degradación del recurso natural primario que es el suelo. El recurso suelo sufre arduos deterioros en sus cualidades de fertilidad natural, debido a que han sido alteradas las interacciones suelo-planta, suelo-clima, situación que amenaza y deja al borde de la extinción la biodiversidad endémica propia de cada región; esto porque se está disminuyendo la pérdida de sumideros y reservorios de carbono forestal-suelo; interviniendo el modelado del paisaje natural; contribuyendo a la producción de gases de efecto invernadero que dan origen al cambio climático. Por otra parte, el clima determina el tipo y la cantidad de materia vegetal producida en una zona determinada, y a su vez, regula la actividad microbiana en el suelo; y se le considera como elemento y factor determinante para la sucesión y composición vegetal (García, 2018).

Bajo esa premisa, el calentamiento del planeta ya está en marcha. En este contexto, la incorporación de propuestas de gestión que reintegren los usos ganaderos al aprovechamiento de las tierras agrícolas y forestales (sistemas agroforestales), colabora eficazmente en la búsqueda de alternativas a la adaptación y mitigación al cambio climático.

1.12 Procesos de abandono de actividades agrarias en el ámbito mediterráneo

Las explotaciones agrarias se encuentran en constante evolución y sometidas a importantes retos económicos, medioambientales y territoriales que determinan su rentabilidad y competitividad. Entre los rasgos más característicos de la evolución de la agricultura en España está el abandono de una proporción muy elevada de las tierras de cultivo desde finales del siglo XIX (García Ruiz *et al.*, 2011). Este proceso, que alcanza su mayor intensidad en las décadas de 1960 y 1970, puede darse ya por concluido, siguiendo un patrón similar, aunque desfasado en el tiempo, al que han experimentado muchas regiones europeas, especialmente en montaña (MacDonald *et al.*, 2000). En España el abandono de tierras de cultivo ha afectado también de forma particularmente intensa a las áreas de montaña (Lasanta, 1989; García-Ruiz, 2010), si bien determinados ambientes semiáridos se han visto igualmente implicados (Lesschen *et al.*, 2007, 2008).

Las actividades agrarias han ido transformando la vegetación y el paisaje de la región Mediterránea desde tiempos remotos, de tal manera, que la ocupación de pastos y de cultivos agrícolas avanzó progresivamente hasta el siglo pasado. En España, los sistemas agrícolas extensivos ocupan 25 millones de hectáreas del total de los 42 millones de hectáreas de tierras agrícolas (Varela-Ortega y Sumpsi, 2002); sin embargo, se estima que, de estos, aproximadamente existen 12 millones de hectáreas en abandono provenientes de laboreo extensivo en tierras marginales (MAPA, 1996). La inadaptación de los sistemas agrícolas y la mala gestión de los terrenos que conducen a la degradación del suelo, la sobreexplotación y la baja productividad (Duffy y Ursic, 1991; Nagumo, 1999) son consideradas las causas principales del abandono masivo de tierras agrícolas en la cuenca mediterránea (Barbero *et al.*, 1992; Humbert, 1991; Dunjón *et al.*, 2004; Rey-Benayas *et al.*, 2007).

El proceso de abandono de tierras de cultivo no ha sido aleatorio (García Ruíz, *et al.*, 2011). Después de que, a mediados del siglo XIX, se alcanzara la máxima extensión del área cultivada, y se coincidiera con la mayor densidad de población (García-Ruiz *et al.*, 1996), se inició un periodo de abandono directamente atribuible a la emigración y la escasa competitividad de los cultivos cerealistas en montaña. Según (Lasanta, 1988) y (Ruiz-Flaño, 1993), el abandono de campos de cultivo afectó inicialmente a las áreas más elevadas y con mayor pendiente, tanto en laderas rectilíneas como convexas, cuanto más en las más alejadas de los núcleos de población. Normalmente, los campos de agricultura nómada o itinerante fueron los primeros en abandonarse debido a su localización marginal y su baja productividad (Lasanta *et al.*, 2006). Después, el abandono afectó tanto a los bancales como a los campos en pendiente, incluso aquellos localizados en gradientes relativamente suaves (10-20%). Según Lasanta (1988) los factores físicos (altitud, exposición y pendiente) fueron los más influyentes en los primeros estadios de abandono, mientras los factores antropogénicos (distancia desde el pueblo, posibilidades o no de mecanización) jugaron un papel más decisivo en un periodo posterior.

Los hechos que se podrían considerar en principio puntuales, como es el caso de la destrucción de suelos agrícolas por los núcleos poblacionales y sus entornos, adquieren en Andalucía una extraordinaria importancia debido a que su red urbana posee una gran cobertura espacial ya que se ha buscado siempre el emplazamiento cercano a las tierras más fértiles. Con el proceso de expansión poblacional, el nacimiento de fenómenos urbanísticos de segunda residencia y el turismo de masas, el deterioro de las mejores tierras para la producción adquiere unos matices realmente alarmantes (Moreira, 1994). Ante este panorama que afecta a la productividad de las tierras, las medidas correctivas o preventivas son prácticamente inexistentes en Andalucía y sólo

se han tomado en contadas ocasiones tras sufrir algunos de estos procesos por un tiempo prolongado. Esto seguirá siendo así mientras se considere que la productividad agrícola puede ser mantenida artificialmente y no se preste la atención adecuada a la calidad natural de los suelos y a la estrategia óptima para su desarrollo y conservación. Se podría resumir la influencia teórica que el uso de las tierras agrícolas ha tenido o puede tener en la evaluación del recurso natural que es el suelo en Andalucía, del siguiente modo:

La mejora de los suelos a través de medios artificiales no ha alcanzado grandes proporciones en Andalucía, antes bien, hay extensas zonas donde este recurso ha sufrido, sufre y sufrirá graves deterioros en sus cualidades de fertilidad natural de no mediar una clara estrategia de conservación.

Es importante mencionar que la agricultura sigue siendo la actividad humana que proporciona la mayor parte de la base alimentaria y materias primas de uso vital para la humanidad, por ello, la conservación del suelo es esencial. Utilizado por el hombre desde hace milenios, el suelo, es todavía una formación natural poco conocida por los utilizadores directos (agricultores, forestales, constructores...) o indirectos (por todos los demás habitantes de la Tierra, López-Bermúdez, 1994).

1.13. Cambio en los patrones espaciales del paisaje

Existen numerosas definiciones de los conceptos de paisaje y ecología del paisaje (Wu y Hobbs, 2002; Forman y Godron, 1986; Antrop, 2006; Wiens y Milne, 1989); sin embargo, podemos sintetizar las definiciones en dos aproximaciones; la primera considera el paisaje a escala humana como una superficie de territorio de varios kilómetros cuadrados que contiene un mosaico de diversos tipos de parches, y la segunda corresponde a un arreglo espacial heterogéneo a cualquier escala (Pickett y Cadenasso, 1995). Los paisajes están en constante cambio debido a que son el producto de la interacción dinámica entre naturaleza y cultura (Antrop, 2005; Pedrolí *et al.*, 2006; Arce-Nazario, 2007).

1.1.4. Concepción de la dinámica del paisaje

El paisaje es una entidad dinámica, expuesta a fuerzas, internas y externas, que producen cambios de tamaño, forma o distribución de sus elementos; este es un proceso complejo que ocurre a diferentes escalas temporales y espaciales (Farina, 2006).

La dinámica de un paisaje va a depender de diversos factores, algunos importantes son: la frecuencia de las variaciones temporales o perturbaciones, la tendencia de cambio de los elementos (por ejemplo, incremento de biomasa, disminución de cobertura), la amplitud o fuerza de las perturbaciones, la extensión de las perturbaciones a través del paisaje y el tamaño del paisaje (Forman y Godron, 1986; Farina, 2006; Turner, 1989).

1.2. Seguridad Alimentaria

La literatura señala que el concepto de Seguridad Alimentaria no es unívoco. Existen dos significados aplicados a este concepto. Por un lado, se encuentra el denominado “concepto amplio de seguridad alimentaria”; seguridad alimentaria entendida como “seguridad del abastecimiento alimentario”. Por otro lado, la seguridad alimentaria es una condición necesaria para el disfrute del derecho a la alimentación, definiéndose como un estado donde está garantizado el acceso de todas las personas, en todo momento, a los alimentos necesarios, seguros y nutritivos para llevar una vida sana, es decir, el estado donde está garantizado el cumplimiento efectivo del derecho humano a la alimentación, reconocido internacionalmente en: art. 25 de la Declaración Universal de los Derechos Humanos (1948); art. 11 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales (PIDESC); art. 12.2 de la Convención sobre la eliminación de todas las formas de discriminación contra la mujer (CEDAW) (1979); y art. 24 de la Convención sobre los Derechos del Niño (1989) (Mosquera-Losada, *et al.*, 2015).

Si nos remitimos a los estudios y previsiones para un futuro cercano, la necesidad alimentaria para el 2050 será 70 % superior a la actual, debido a los 9100 millones de personas que se estima habitarán la Tierra (FAO, 2010).

Beddington *et al.*, (2011), explican que la Comisión sobre la Agricultura Sostenible y el Cambio Climático ha examinado las pruebas científicas para encontrar un modo de lograr la seguridad alimentaria en el marco del cambio climático. Los sistemas alimentarios deben dar un giro para satisfacer mejor las necesidades humanas y, a largo plazo, alcanzar el equilibrio con los recursos del planeta. Esto requerirá importantes intervenciones, tanto a nivel local como mundial, para transformar los actuales modelos de producción, distribución y consumo de alimentos.

El análisis de la seguridad alimentaria plantea que de continuar haciendo las cosas como hemos hecho hasta ahora en nuestro sistema alimentario interconectado mundialmente, no lograremos la seguridad alimentaria ni la sostenibilidad medioambiental. Varias amenazas convergentes – desde el cambio climático hasta el crecimiento de la población, pasando por el uso insostenible de los recursos – están intensificando de forma sistemática la presión en la humanidad y en los gobiernos del mundo para que se transforme la manera de producir, distribuir y consumir los alimentos (Beddington *et al.*, 2011).

1.3. Los Sistemas Agroforestales ante el Cambio Climático

1.3.1. Los sistemas agroforestales como alternativa de producción para la mitigación al cambio climático

El componente leñoso (árboles y arbustos) es el principal elemento para considerar para el diseño e implementación de los sistemas agroforestales. Los sistemas agroforestales (SAF), se definen como la forma de uso y manejo de los recursos naturales en los cuales, especies leñosas (árboles y arbustos), son utilizadas en asociación deliberada con cultivos agrícolas y con animales, en un arreglo espacial (topológico) o cronológico (en el tiempo) en rotación con ambos; ya sea simultánea o de manera secuencial, compatibles con las condiciones socioculturales para mejorar las condiciones de vida de la región (López-Tecpoyotl, 1992).

Los sistemas agroforestales por su composición y estructura integran un manejo holístico de los recursos naturales, al asociar en un mismo terreno y de forma planeada una vegetación herbácea, para la alimentación del ganado, con vegetación arbustiva y arbórea que provoque impactos positivos sobre el ambiente y que generen un ingreso adicional para el productor rural. Adicionalmente, es considerada como un sistema productivo de mayor resiliencia y aptitud de adaptación a los escenarios que presenta el cambio climático, dado que el clima es uno de los factores más decisivos en la distribución de plantas y, el componente leñoso (árboles) suele ser muy tolerante a las adversidades climáticas.

Iglesias (2011), señala que el método de uso de la tierra es sostenible si éste no produce deterioro de la capacidad productiva del sitio. La presencia de árboles provee a los sistemas agroforestales algunas características que pueden favorecer la productividad y la perdurabilidad de los mismos.

El objetivo de la mayoría de los sistemas agroforestales es optimizar los efectos benéficos de las interacciones de los componentes boscosos con el componente animal o cultivo, para obtener un

patrón productivo que se compara con lo que generalmente se obtiene de los mismos recursos disponibles en el monocultivo, dadas las condiciones económicas, ecológicas y sociales predominantes (Ospina, 2009; Nair, 1982).

132. Características de la agroforestería

Farrell y Altieri (1996), señalaron, que la agroforestería incorpora cuatro características:

Estructura. A diferencia de la agricultura y la actividad forestal modernas, la agroforestería combina árboles, cultivos y animales. En el pasado, los agricultores rara vez consideraban útiles a los árboles en el terreno para el cultivo, mientras que los forestales han tomado los bosques simplemente como reservas para el crecimiento de árboles (Nair, 1983). Aun así, durante siglos los agricultores tradicionales han cubierto sus necesidades básicas al sembrar cultivos alimenticios y árboles, y criar animales en forma conjunta.

Sustentabilidad. La agroforestería optimiza los efectos beneficiosos de las interacciones entre las especies boscosas y los cultivos o animales. Al utilizar los ecosistemas naturales como modelos y al aplicar sus características ecológicas al sistema agrícola, se espera que la productividad a largo plazo pueda mantenerse sin degradar la tierra. Esto resulta particularmente importante si se considera la aplicación actual de la agroforestería en zonas de calidad marginal de la tierra y baja disponibilidad de los insumos (FAO, 2019).

Incremento en la productividad. Al mejorar las relaciones complementarias entre los componentes del predio, con condiciones mejoradas de crecimiento y un uso eficaz de los recursos naturales (espacio, suelo, agua, luz), se espera que la producción sea mayor en los sistemas agroforestales que en los sistemas convencionales de uso de la tierra.

Adaptabilidad cultural/socioeconómica. Aun y cuando la agroforestería se considera apropiada para una amplia gama de predios de diversos tamaños y de condiciones socioeconómicas, su potencial ha sido particularmente reconocido para los pequeños agricultores en áreas marginales y pobres de las zonas tropicales y subtropicales. Si se considera que los campesinos generalmente no son capaces de adoptar tecnologías muy costosas y modernas, que han sido pasados por alto por la investigación agrícola y que no tienen poder social o político de discernimiento, la agroforestería se adapta particularmente a las realidades de los pequeños agricultores (FAO, 2019).

133. Clasificación de los sistemas agroforestales

Quinto *et al.* (2009), señalan que la clasificación de los sistemas agroforestales toma en cuenta los componentes que los conforman y la distribución que tienen estos en el tiempo y en el espacio. De acuerdo con los tipos de combinaciones de los componentes que los conforman, los sistemas agroforestales se clasifican en tres tipos: sistemas agroforestales o silvoagrícolas, sistemas agrosilvopastoriles y sistemas silvopastoriles (Figura 1). Kass (1992) y Montagniniet *al.* (1992), recomiendan una clasificación en la que se tomen en cuenta los aspectos estructurales y funcionales como base para agrupar los sistemas en cuatro grandes grupos (Cuadro1).



Figura 1. Clasificación de sistemas agroforestales en función de los componentes que los conforman.

Fuente: López-Tecpoyotl (1992).

Cuadro 1. Combinaciones agroforestales posibles en los sistemas de finca de pequeños y medianos agricultores.

Grupo 1. Árboles con Cultivos <ol style="list-style-type: none">1. Disperso2. Intercalado<ol style="list-style-type: none">a. Sombra inicialb. Sombra permanentec. Cultivos secuenciales3. En callejones4. Líneas alternadas5. Árboles Taungya	Grupo 2. Árboles para protección <ol style="list-style-type: none">1. Cercas vivas o árboles en cerco2. Cortinas rompevientos3. Árboles en contorno4. Barreras vivas5. Estabilización/recuperación de suelos6. Protección de causas y nacimientos
Grupo 3. Árboles en rodales compactos <ol style="list-style-type: none">1. Bosque de producción de madera2. Bosque energético3. Banco de forrajes4. Banco proteico-energético5. Huertos caseros	Grupo 4. Árboles en potreros <ol style="list-style-type: none">1. Árboles dispersos2. Árboles en grupo

Fuentes: Kass, 1992 y Montagniniet *al.*, 1992.

López-Tecpoyotl (1992) señala que los sistemas agroforestales en relación con el tiempo y espacio, es decir, cronológica o topológicamente, se clasifican en: secuenciales (agricultura migratoria y los sistemas Taungya), simultáneos de árboles con cultivos (anuales o perennes), o con pasturas y cortinas rompevientos, y los sistemas de cercas vivas y cortinas rompevientos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Clasificación tradicional de los Sistemas Agroforestales.

SAF Secuenciales	Agricultura migratoria	La agricultura tradicional de roza tumba y quema practicada desde tiempos antiguos.
	Sistema Taungya	Combinación temporal de una plantación forestal durante su fase de establecimiento, con la producción de cultivos anuales hasta que la sombra del dosel lo permita.
SAF Simultáneos	Árboles con cultivos anuales	Cultivos en callejones (<i>Alleycropping</i>), se asocian hileras de una leñosa fijadora de nitrógeno con un cultivo anual.
	Árboles con cultivos perennes	Cultivo de café o cacao bajo árboles de sombra tales como <i>Erythrina poeppigiana</i> (poró) o <i>Cordia alliodora</i> (laurel).
	Sistemas silvopastoriles	Asociación de árboles con pastos. El objetivo principal es la ganadería. Pastoreo en plantaciones forestales y frutales.
	Huertos caseros mixtos	Se caracterizan por su complejidad, son multiestratificados, asocian diversas formas de vida y se trata de mantener la producción durante todo el año.
Sistemas lineales o en alineación.	Cercas vivas	Cercas con postes vivos a los que se les fija el alambre y son podados periódicamente.
	Setos vivos	Hilera de especies arbóreas establecidas, a distancias muy cercanas.
	Cortinas rompevientos	Hileras múltiples de una especie arbórea plantadas en forma normal a la dirección de los vientos predominantes.

Fuentes : Combe y Budowski, 1979; Montagnini *et al.*, 1992.

1.4. La Forestación y la Política Agraria Comunitaria (PAC) en Andalucía España

El Programa de Forestación de Tierras Agrarias (FTA) surgió como consecuencia de la reforma realizada por la Comunidad Económica Europea en 1992 de la Política Agrícola Común. Se han cumplido 25 años del inicio del programa de forestación de tierras agrarias con motivo de la reforma de la Política Agrícola Comunitaria (PAC) en 1992 (Vadellet *et al.*, 2019).

La aprobación por el Consejo Europeo del Reglamento 2080/92/CEE supuso un cambio importante en la visión de la Política Agraria Europea hacia sus espacios agrarios marginales y dio origen al Real Decreto 73/1993, de 25 de mayo, por el que se estableció un régimen de ayudas para fomentar inversiones forestales en explotaciones agrarias en la Comunidad Autónoma Andaluza, a partir del cual, y con base en incentivos económicos, se propicia el abandono de zonas de baja rentabilidad económica favoreciendo la transformación de terrenos agrícolas en forestales.

El primer comentario que necesariamente suscita el Programa de Forestación de Superficies Agrarias es la ambigüedad del término que maneja. El concepto “agrario” engloba en español, tanto lo agrícola o agropecuario como lo forestal; y esto, unido a la propia especificidad del monte mediterráneo, donde frecuentemente coexisten o se suceden los usos agrosilvopastoriles, introduce un clima de confusión conceptual que favorece el acceso a estas ayudas de todo tipo de tierras rurales, incluidas las propiamente forestales, las cuales *a priori* no deberían ser objeto de este Programa (Montiel *et al.*, 2004). De hecho, el Real Decreto 152/1996 incluye en la enumeración de superficies agrarias susceptibles de acogerse a las ayudas a los “montes de alcornocal” y el “monte abierto y dehesas”, siempre que las copas de arbolado no cubran más del 20% de la superficie y se utilice principalmente para pastoreo.

En su contribución, Novas (1989) señala que no se puede conservar la cubierta vegetal y la naturaleza en su conjunto sin la presencia de una población suficiente en el medio rural, la cual debe tener un nivel adecuado de servicios e ingresos.

La Estrategia Forestal Española destaca que “lo forestal y lo agrario no tienen una clara delimitación y las correspondientes políticas han de servir al objetivo común de desarrollar el medio rural”, siendo indispensable preservar los valores sociales, económicos, ambientales y culturales de los montes mediterráneos, mediante la creación de condiciones adecuadas para garantizar su gestión sostenible, con particular atención a la conservación y el conocimiento de las zonas áridas en la cuenca mediterránea (MMAD-GCONA, 2000).

Hoy, al menos 5 grandes temas concitan la atención sobre nuestros espacios agrarios extensivos: forestación (con especial énfasis en la de tierras en abandono), ganadería extensiva (con atención preferente al patrimonio genético, razas autóctonas, alimentos sanos, y productos con denominación de origen), agricultura sostenible (respetuosa con el medio ambiente y ajustada a la capacidad de explotación de los recursos), protección-conservación de naturaleza y patrimonio (lo cual incluye multitud de elementos intangibles de cultura y calidad de vida), y ocio-formación. Todos ellos implican actuaciones interdisciplinares operativas, fieles a las características y problemas de cada lugar, y por lo tanto desarrollar alternativas respetuosas con las escalas de los recursos y posibilidades de cada entorno (Robles Cruz *et al.*, 2007).

Se podría concluir que la forestación de tierras agrarias ha sido una de las medidas de acompañamiento de la Reforma de la PAC de 1992 que ha tenido mayores consecuencias territoriales y socioeconómicas en las regiones mediterráneas españolas, por ser también la mejor financiada. Su aplicación se ha llevado a cabo a través del Programa de Forestación de Superficies Agrarias en España, complementado por 17 Programas Regionales, y cuyo periodo de aplicación inicialmente previsto (1993-1997) fue prorrogado al periodo 1998-2000, al cumplirse todos los objetivos. Se trata de un programa de actuaciones de la PAC, aunque el destino forestal de las superficies afectadas le aproxima y vincula a los planteamientos de la política forestal (Montiel *et al.*, 2004). La implementación a gran escala del programa de forestación ha encaminado a la creación de nuevos bosques y, en última instancia, contribuirá a proporcionar una gran variedad de servicios de los ecosistemas, como la producción de frutas y madera, el control de la erosión y la desertificación, la contribución al ciclo del carbono regional y la reducción del CO₂ atmosférico a largo plazo (Pearson *et al.*, 2003). Constituyéndose el bosque como un buen ejemplo del servicio de mitigación del cambio climático.

Dentro del surgimiento de estos nuevos bosques del programa de forestación de tierras agrarias en Andalucía, se identifican las dos especies forestales más empleadas y que fueron objeto de estudio para esta tesis, *Quercus ilex* seguido de *Pinus halepensis*.

1.4.1. Especies objeto de estudio, Encina y Pino carrasco

Encina

Crece bien en todo tipo de suelos, va desde la costa hasta unos 1500 ms.n.m., a veces más, en forma de arbusto (carrasca o chaparra); es un árbol de talla media y baja, que puede alcanzar de 16 a 25 metros de altura; perennifolio nativo de la región mediterránea y su área de distribución natural es el Mediterráneo (Figura 2), ya que se encuentra en todos los países que lo bordean,

pero sólo en las zonas con clima mediterráneo seco.

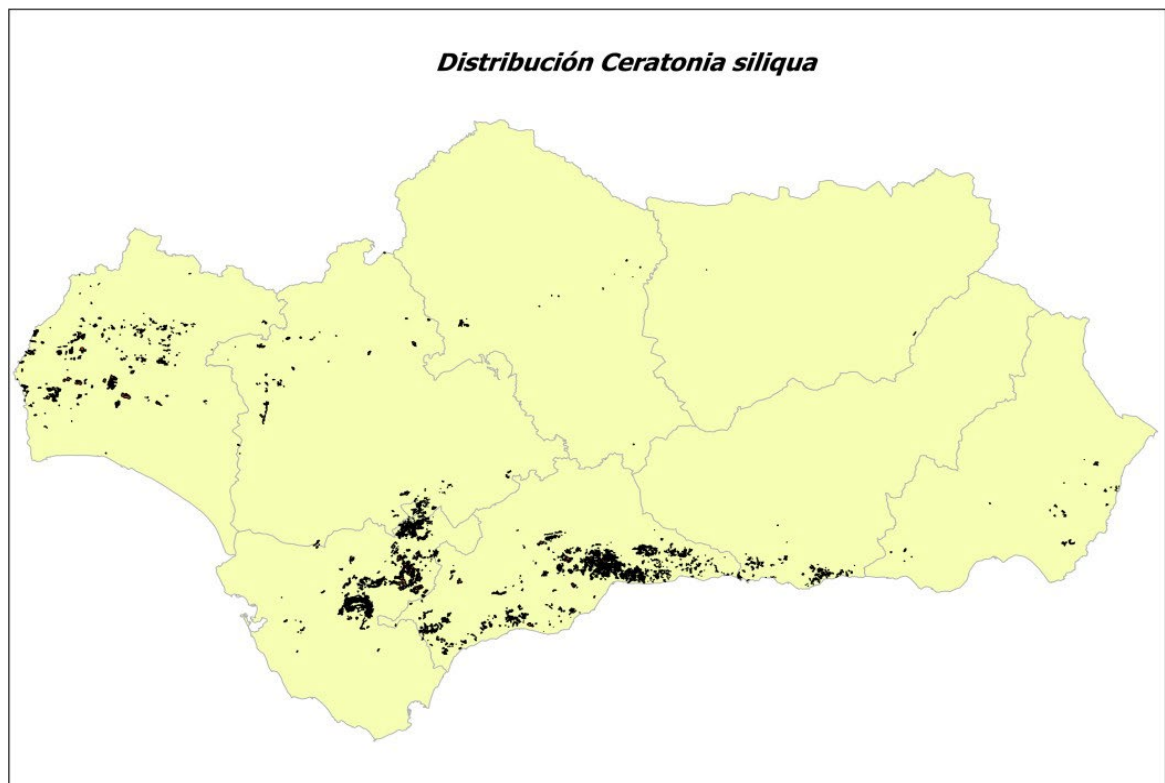


Figura 2. Localización de masa forestal de encina en Andalucía España.
Elaboración propia.

Pino carrasco

Es un árbol originario de la región mediterránea, tanto norteña como del sur; puede alcanzar los 25m de altura; Se distribuye por gran parte de la región Mediterránea occidental (Figura 3), si bien, en la península ibérica habita en el sector oriental principalmente. Crece, por lo general, hasta una cota de los 1600 ms.n.m.; nos encontramos ante una especie indiferente edáfica, con preferencia por suelos calizos. Soporta muy bien altas temperaturas y sequías prolongadas, aunque suele sufrir con heladas persistentes.

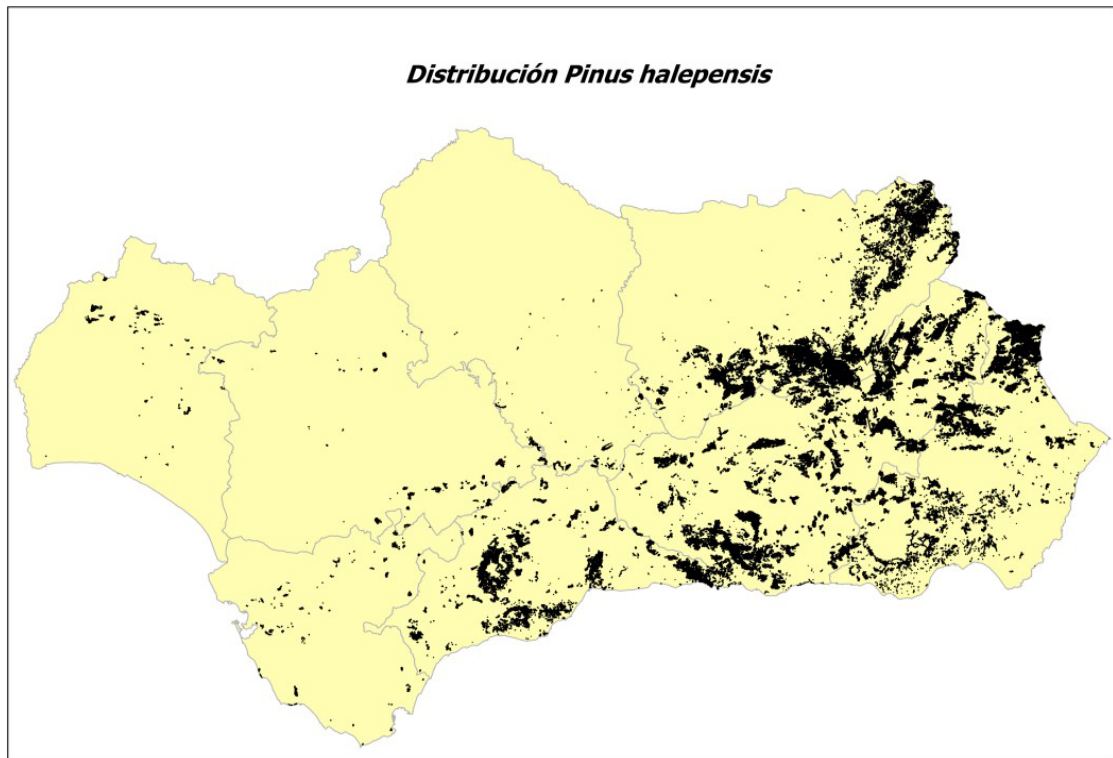


Figura 3. Distribución del pino carrasco en Andalucía España.
Elaboración propia.

CAPÍTULO 2. MARCO CONTEXTUAL

2. MARCO CONTEXTUAL

Para García Ruíz *et al.* (2011), la importancia ambiental del abandono de tierras de cultivo explica el elevado número de trabajos publicados en España sobre sus efectos geobotánicos: por ejemplo, los procesos de recolonización vegetal (Pugnaire *et al.*, 2006; Pueyo y Beguería, 2007), la evolución de los recursos hídricos (Beguería *et al.*, 2003) o la erosión del suelo (Ruiz-Flaño *et al.*, 1992; Ruiz-Flaño 1993). Este interés se debe a que la propia colonización vegetal introduce importantes perturbaciones en la partición de la precipitación y en el modo en que la escorrentía circula en el suelo. A su vez, en la bibliografía se ha encontrado que, en España existen diferentes antecedentes de proyectos relacionados con los usos del suelo. Los mapas topográficos suponen un claro antecedente (Muro Morales *et al.*, 2002). El antiguo proyecto de Mapa Forestal de España comienza en el siglo XIX y no se concluye hasta la década de los sesenta del siglo XX (González y Álvarez, 2004). El Mapa de Cultivos y Aprovechamientos se desarrolla en la década de los setenta y todavía constituye una base cartográfica de referencia nacional. Por último, el Catastro parcelario que, aunque con fines fiscales, ha ido representando y actualizando una radiografía de las características de la propiedad y la ocupación del suelo en nuestro país desde la Ley de Catastro Parcelario de 1906 (Moreno Bueno, 2008).

Especial atención reclaman los autores al abandono de las tierras agrícolas degradadas debido a que, en las áreas mediterráneas afectadas por el abandono rural, que engloba el abandono de las áreas agrícolas menos fértiles, la ganadería extensiva y las actividades forestales extractivas tradicionales, se produce de forma generalizada el desarrollo y avance de la sucesión vegetal (Escarré *et al.*, 1983; Farina 1997; Mouillot *et al.*, 2005; Sirami *et al.*, 2007). Bajo este contexto los sistemas agroforestales se presentan como una alternativa de mitigación y adaptación ambiental, y estabilidad de los recursos naturales.

Aunque en la actualidad existen numerosos estudios científicos que han tratado de ofrecer aproximaciones para evaluar las respuestas potenciales de distintos grupos de organismos ante el calentamiento global (p. ej., Thomas *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2005, 2011; Ohlemuller *et al.*, 2006), esta información apenas se ha traducido en propuestas concretas de gestión que permitan minimizar los impactos del cambio climático sobre las especies y los sistemas naturales (Kareiva *et al.*, 2008; Heller y Zavaleta, 2009). Este hecho deja patente que, a pesar de que las estrategias para la conservación de la biodiversidad necesitan basarse en evidencias científicas, la desconexión entre científicos y gestores sigue siendo la norma.

Algunos estudios han investigado los posibles efectos del aumento de la aridez climática en la dinámica de los bosques sensibles a la sequía (Lloret, 2012; Martínez-Vilalta *et al.*, 2012; Sánchez-

Salguero *et al.*, 2012). Existen pocos estudios que modelen las tendencias esperables a largo plazo en el crecimiento de especies arbóreas bajo tales condiciones (Sabaté *et al.*, 2002; Peñuelas *et al.*, 2010; Martín Benito *et al.*, 2011). Los efectos climáticos en el crecimiento del árbol probablemente dependerán de los cambios específicos en las condiciones climáticas y de la sensibilidad de cada especie y su capacidad adaptativa para hacer frente a las nuevas condiciones (Felicísimo *et al.*, 2012).

2.1. Sistemas Agroforestales Alternativa de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático y la Interacción de los Ecosistemas

La relación de los árboles con la agricultura y ganadería ha sido tema en muchas latitudes, y también ha sido documentada donde se presentan experiencias que demuestran que se puede cultivar y, al mismo tiempo, conservar el bosque. Los árboles y los cultivos agrícolas no se excluyen entre sí: son compatibles y, más que ello, se complementan en beneficio mutuo, ya que los árboles incrementan la biodiversidad de los agroecosistemas y la biomasa que enriquece el suelo. Además, los árboles retienen el agua en el suelo y permiten que se filtre hacia los acuíferos subterráneos.

Para la FAO (2007), los bosques con relación al cambio climático: i) reaccionan sensiblemente a los cambios climáticos cuando se les maneja de forma sostenible; ii) producen madera para combustible que es más benigna que los combustibles fósiles; y, iii) tienen el potencial de absorber carbono en su biomasa, suelos y productos y almacenarlo, en principio en forma perpetua. De esta manera, el conjunto de la biomasa forestal también funciona como "sumidero de carbono" (FAO, 2006).

La FAO (2002) señala que, en el futuro, gran parte de la demanda de alimentos tendrá que ser producida en áreas frágiles y limitadas para satisfacer la demanda actual, por lo que las tierras degradadas tendrán que ser estratégicamente recuperadas para incluirlas en los sistemas de producción y conservación del medio ambiente. Los autores señalan que el propósito fundamental de los sistemas agroforestales (SAF) es diversificar y optimizar la producción para un manejo sostenible (Schroth *et al.*, 2001). Además, ofrecen múltiples bondades, no sólo al ambiente sino también al productor, puesto que protegen al suelo de la erosión y adicionan materia orgánica, proveen de alimento y sombra para los animales todo el año, y mantienen una alta biodiversidad (Sánchez, 1995). Asimismo, la integración de especies leñosas dentro de estos sistemas promueve la recuperación de áreas degradadas (Razz y Clavero, 2006), así como también la

captura de dióxido de carbono, el cual es uno de los principales gases causantes del efecto invernadero (Mutuo *et al.*, 2005; Ibrahim *et al.*, 2007).

Las prácticas agroforestales no sólo tienen el potencial para almacenar carbono y ayudar a aminorar el CO₂ de la atmósfera a través del crecimiento de los árboles y arbustos, también tienen fuertes implicaciones para el desarrollo sostenible debido a los beneficios sociales y ambientales que prestan (Shibu, 2009). Al mismo tiempo, pueden ayudar a alcanzar la seguridad alimentaria y garantizar la tenencia de la tierra en los países en desarrollo, aumentar los ingresos agrícolas, restaurar y mantener la diversidad, mantener las reservas hidrológicas y reducir la erosión del suelo (Sánchez, 1995; Pandey, 2002; Petit *et al.*, 2009; Casanova *et al.*, 2010). Por lo tanto, la agroforestería ofrece una alternativa sustentable al aprovechar las ventajas de varios estratos de la vegetación. Igualmente, al aumentar la biomasa, no sólo se crean almacenes de carbono en forma de árboles y productos maderables, sino que se aumenta la biodiversidad, ayudando a evitar el agotamiento de los recursos naturales ya existentes (Sánchez, 1995; Petit *et al.*, 2009).

Para Pandey (2002), a nivel mundial, los SAF pueden secuestrar el carbono en la vegetación y el suelo a una tasa de 0,2 a 3,1 t·ha⁻¹·año⁻¹. En efecto, algunas de las estimaciones indican que dichos sistemas tienen el potencial para secuestrar hasta 7,0 Gt de carbono en un periodo aproximado de 50 años. Sin embargo, se necesita más información de cada país o región para confirmar esta estimación

García (2008), señala que la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) propone las siguientes medidas para reducir las emisiones de gases que contribuyen al efecto invernadero:

- Eliminar subvenciones e introducir impuestos medioambientales en el uso de fertilizantes químicos y energía.
- Mejorar la eficacia del uso de fertilizantes.
- Desarrollar variedades de arroz que emitan menos metano.
- Mejorar la gestión de los residuos del ganado.
- Restaurar tierras degradadas.
- Mejorar la gestión de los residuos de los cultivos.
- Expandir la explotación agroforestal y la reforestación.

Ante el compromiso como medida de mitigación al cambio climático, España ha asumido el compromiso de limitar el incremento de sus emisiones netas (emisión menos absorción) de 6 gases de efecto invernadero al 15 % respecto de lo emitido en el año 1990, que se toma como

año base, durante el quinquenio 2008-2012. Es importante destacar que el compromiso de Kioto se refiere a las emisiones netas, por lo que habrá que tener en cuenta el papel de los bosques como sumideros de carbono y la utilización de los mecanismos de flexibilidad para calcular el balance neto de las emisiones de España. En el año 2004 el índice anual de las emisiones de España estaba en torno al 145% que supera en mucho el 115% comprometido, con lo que la situación es complicada y no resulta nada fácil de resolver (García*et al.*, 2008). Ante el presente compromiso y para la recuperación de tierras agrícolas degradadas surge el Programa Política Agraria Comunitaria (PAC) en 1994. Algo más de la mitad de la superficie de Andalucía está ocupada por espacios forestales.

Las sucesivas reformas de la PAC, asumen claramente que la actividad económica y en particular la agraria, deben permitir mantener los procesos ecológicos esenciales y los sistemas vitales, preservar la diversidad genética y asegurar el aprovechamiento sostenido de las especies y ecosistemas, revalorizando la importancia de los bosques como espacios de ocio y cultura, como factores de renta y empleo, y como soporte para la conservación de los recursos naturales y la vida silvestre (Novas, 1989). En este contexto, Andalucía (España) ha forestado 137,455 ha en tierras agrícolas entre 1994 y 2017, utilizando una gran diversidad de especies maderables en el marco del régimen de la Política Agrícola Común (PAC-CEE). La encina (*Quercus ilex*) y el pino carrasco (*Pinus halepensis*) han sido las especies más utilizadas.

La Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible denunció la carencia de programas de asesoramiento que fomenten el desarrollo de tecnologías y actividades apropiadas a la capacidad de uso de los recursos, subrayando la urgente necesidad de establecer vínculos entre los sistemas tradicionales de uso de la tierra y las aplicaciones de la ciencia y la tecnología (CENUMAT, 1992). Dentro de este concepto de desarrollo sostenible, la implementación de la Política Agrícola Común (PAC) en España, es considerada como una alternativa de impacto para las tierras agrícolas ya abandonadas, favoreciendo la restauración de los ecosistemas y mitigación del cambio climático (Vayreda *et al.*, 2016).

2.2. Restauración de Paisajes Forestales a través de la Forestación en Tierras Agrícolas Degradadas

El estudio de las causas y los procesos de cambio en el territorio ha sido un tema de gran importancia en la ecología del paisaje (Wu y Hobbs, 2002; Turner, 2005; Wiens, 2009) y comprender la dinámica del paisaje es fundamental para la planificación territorial (Zube, 1987; Marcucci, 2000; Wood y Handley, 2001; Bender *et al.*, 2005). Además de que el cambio sea una

característica inherente de los paisajes naturales, la influencia humana sobre estos ha traído modificaciones aceleradas con repercusiones ecológicas locales y globales (Antrop, 2003; Ernoult *et al.*, 2003; Bürgi *et al.*, 2004; Bender *et al.*, 2005). Las acciones de restauración son importantes herramientas silvícolas que pueden desempeñar un papel vital en la protección y conservación de los ecosistemas forestales (Kreyer y Zerbe, 2006; Mossler, 2006).

La aplicación de las técnicas SIG y el procesado de imágenes a la “Ecología del Paisaje”, permiten determinar los cambios ocurridos en un territorio o paisaje, posibilitando así identificar y medir las interrelaciones espaciales entre los sistemas humanos y naturales (Medley *et al.*, 1995). No hay que olvidar que los paisajes futuros no son más que el producto de procesos naturales y modificaciones humanas, (Forman, 1997), siendo la agricultura la actividad que ha jugado un papel más importante (Medley *et al.*, 1995).

En el ámbito de la gestión forestal sostenible, el rodal (*Forest stand*) o tipo de estructura constituye la unidad operativa fundamental de gestión debido a que hace posible la ubicación espacial y la programación temporal de las actuaciones necesarias para la planificación (Tiede *et al.*, 2004). Asimismo, los distintos tipos de selviculturas y las actuaciones forestales dan lugar a distintas formas principales de estructura de la masa en dos pisos (regulares e irregulares), incidiendo por tanto en la biodiversidad y estabilidad de los distintos componentes del ecosistema (Gärtner y Reif, 2004).

Las revisiones bibliográficas describen que la estructura del paisaje se refiere a la relación espacial entre los distintos ecosistemas o elementos del paisaje. Cuantificar la estructura del paisaje, mediante diversos índices y métricas, es un requisito para el estudio de la función y los cambios del paisaje y sus ecosistemas (Li *et al.*, 2001). En este sentido, el estudio de la evolución y la dinámica que es consecuencia de las distintas alternativas de gestión forestal también podría ser abordado mediante las métricas y los índices que se emplean para cuantificar la estructura del paisaje (Turner y Gardner, 1991; Li *et al.*, 2001).

2.3. Distribución Basada en Modelos de Distribución de Especies (MDE) Forestales

A lo largo de las últimas décadas, y con objeto de cuantificar algunos servicios ecosistémicos asociados a los bosques (p.ej., provisión de madera), se ha documentado la distribución y el estado de las especies arbóreas más comunes en inventarios forestales de escala nacional.

La documentación bibliográfica señala que, en España, el Inventario Forestal Nacional (IFN) representa una base de datos de excelente calidad, por la cantidad y el nivel de detalle de la

información que contiene. La segunda (IFN2) y tercera (IFN3) edición del IFN (Villaescusa y Díaz, 1998; Villanueva, 2005) contienen información de más de 90000 parcelas distribuidas a lo largo de la mayoría de los bosques españoles y muestreadas sobre una cuadrícula de 1 × 1 km. Igualmente, más de 46000 de estas parcelas son permanentes y fueron muestreadas tanto en el IFN2 como en el IFN3, haciendo posible estudiar los cambios ocurridos entre las dos ediciones del inventario. En ambos inventarios, y para cada parcela y especie arbórea, se registraron la localización y el tamaño de cada individuo adulto, así como la abundancia aproximada de individuos jóvenes.

La documentación destaca que Andalucía ha sido una comunidad pionera en el desarrollo de instrumentos de gestión de información medioambiental (Moreira Madueño, 2006). En la década de los ochenta, comenzaba la andadura el Sistema de Información Medioambiental (Sinamba) -germen de la actual Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM)- produciendo el primer Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía a escala 1:50000, en 1991. Le sucederían las actualizaciones de 1995, 1999, 2003 y 2007, que aumentaron la escala a 1:25000 en las tres últimas versiones. Esta misma escala también fue empleada en la creación de los mapas equivalentes basados en la fotointerpretación de las imágenes aéreas para los años 1956, 1977 y 1984, por lo que se constituyó una base de datos espacial de usos y coberturas de enorme importancia para el seguimiento de la ocupación del suelo en Andalucía durante los últimos cincuenta años. Desde 2005, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía integra la producción cartográfica sobre ocupación del suelo en el marco del proyecto SIOSE. La última versión del mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía (MUCVA25) tiene 2007 como fecha de captura. Actualmente. Los mapas de usos y coberturas vegetales del SIOSE para Andalucía se producen a escala 1:10000 (REDEIAM, 2011).

Los inventarios contienen también, para cada una de las parcelas, información sobre la abundancia de especies forestadas, matorral y algunos datos ambientales. Su amplia extensión, y su elevada resolución espacial, convierten al IFN en una fuente de datos extremadamente valiosa para la estimación de los cambios que se van a producir en los bosques de España en el futuro.

2.4. Métodos para Predecir los Efectos del Cambio Climático en la Distribución y el Funcionamiento de las Especies Arbóreas

Como ejemplo de aplicación de un MDE en la Península Ibérica, cabe citar el trabajo de Benito Garzón *et al.* (2008), donde se utilizaron el mapa forestal español (Ruiz de la Torre, 2001) y el mapa forestal portugués (Inventario Forestal Nacional, 2001) para calibrar un MDE mediante algoritmos de aprendizaje automatizado. Esto permitió proyectar la distribución potencial de algunas de las especies arbóreas más comunes en la región, tales como *Pinussylvestris*, *Fagussylvatica* o *Quercus pyrenaica*, para el clima actual, y para el previsto para el año 2080. Los autores concluyeron que el cambio climático puede llegar a tener un impacto dramático en la distribución potencial de algunas especies arbóreas en esta región, llegando a disminuciones de entre el 73% y el 100% en el área de distribución potencial para finales de siglo.

Algunos autores señalan que cuando los factores climáticos, específicamente la temperatura y la precipitación, exceden el grado de tolerancia de una determinada especie, ésta no puede llevar a cabo su ciclo de vida de manera óptima. Esto se debe a que cada especie tiene un intervalo de tolerancia a diversos factores ambientales (Peters, 1990; Walther *et al.*, 2002; Hardy, 2003; Dawson y Spannagle, 2009). En este sentido los MDE simplifican los factores causales que inciden sobre la distribución geográfica de las especies, centrándose habitualmente en factores climáticos. No obstante, la distribución geográfica de las especies es el resultado de un conjunto más complejo de procesos demográficos y fisiológicos (Watt, 1947; Levin, 1992), de la interacción de estos con el ambiente y con otras especies (Pearson y Dawson, 2003), y de factores históricos (Urbietta *et al.*, 2008; Carrión *et al.*, 2010). Por lo tanto, aparte de la dimensión climática existen dimensiones adicionales que permiten explicar por qué algunas especies no ocupan áreas que les serían ambientalmente propicias, o por el contrario, porqué hay especies capaces de sobrevivir en condiciones ambientales que les son desfavorables (Soberón, 2007).

En la bibliografía se ha encontrado que entre los años 2008 y 2010 se realizaron dos proyectos por encargo del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino cuyo objetivo general fue evaluar posibles impactos y predecir la situación futura de taxones de la flora (Felicísimo *et al.*, 2011) y fauna (Araújo *et al.*, 2012) españolas ante diversos escenarios de cambio climático global. Estos proyectos se realizaron como parte del desarrollo del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (OECC, 2006), aprobado en el año 2006, que en uno de sus objetivos indica la necesidad de “desarrollar y aplicar métodos y herramientas para evaluar los impactos, la vulnerabilidad y la adaptación al cambio climático en diferentes sectores socioeconómicos y sistemas ecológicos”. Ambos proyectos utilizaron modelos de distribución potencial de especies (MDP) para analizar las relaciones entre la distribución actual de un conjunto de taxones y una serie de variables climáticas. Los MDP son hoy en día una herramienta muy utilizada en

investigación y gestión, y se han utilizado para fines muy diversos, desde el análisis de especies invasoras hasta la extensión de enfermedades provocadas por vectores animales (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller, 2005; Araújo y Guisan, 2006; Elith y Leathwick, 2009).

Los MDP son representaciones cartográficas de la idoneidad de cada punto del terreno para la presencia de una especie. El valor de idoneidad se establece a partir de la relación estadística observada entre la distribución real conocida de la especie y un conjunto de variables independientes que reflejan el clima y, complementariamente, propiedades geológicas y topográficas. La relación estadística se usa para definir un “nicho climático” que delimita los valores ambientales adecuados para cada taxón respecto al clima reciente. Este nicho climático es utilizado para delimitar cartográficamente zonas potencialmente adecuadas tanto en la actualidad como en escenarios climáticos alternativos (Mateo *et al.*, 2011).

En la bibliografía se han hallado varios investigadores que han encontrado correlaciones tanto positivas como negativas entre el crecimiento secundario y el aumento de la temperatura (Briffa *et al.*, 1998; Boisvenue y Running, 2006; Adams *et al.*, 2009). Estos resultados contradictorios sugieren que los escenarios climáticos previstos para el futuro podrían beneficiar a algunas poblaciones o especies forestales y a la vez inducir el declive de otras. Aunque no parece probable que el aumento de temperatura tenga un efecto positivo a escala regional en los bosques mediterráneos, donde puede ser más importante el comportamiento de las precipitaciones que el de la temperatura, resulta lógico pensar que la respuesta de las diferentes poblaciones será heterogénea (Linares y Tíscar, 2011; Felicísimo, 2011, 2012).

Por su parte, el presente estudio (art.1) se centra en el impacto del cambio climático en los recursos naturales y en la distribución actual y futura del hábitat adecuado de las poblaciones de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* y de los recursos naturales (López-Tirado e Hidalgo, 2018). Sin embargo, hasta donde sabemos, el uso de los MDE ha sido limitado en cuanto a su impacto de utilidad en la evaluación de la supervivencia actual y futura de los programas de forestación (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). En ese sentido, las áreas forestadas reciben menos atención en estudios de impacto de cambio climático, a pesar que tienen una función ambiental pertinente (Araújo *et al.*, 2019).

Por lo tanto, resulta crucial la modelación del impacto del cambio climático en la distribución de las especies de importancia ecológica utilizadas en los programas de forestación de las tierras agrícolas en el sur de Europa. Así, la probabilidad de que se produzcan condiciones más estresantes en la cuenca del Mediterráneo en las próximas décadas, junto con el clima heterogéneo de España, hace que Andalucía sea un lugar adecuado para evaluar el potencial de los MDE en el estudio de la estabilidad actual y futura de las plantaciones. La hipótesis de este

estudio fue que el cambio climático implicará un cambio del hábitat de *Q. ilex* y *P. halepensis* en Andalucía, lo cual impactará en las actuales plantaciones de estas especies en tierras agrícolas. Además, ese impacto será más grave en aquellas plantaciones que ya están fuera del hábitat óptimo de la especie.

OBJETIVOS

OBJETIVOS

Esta tesis tuvo por objetivo analizar los componentes agroforestales a partir de técnicas de forestación en zonas agrícolas degradadas bajo el contexto del cambio climático en Andalucía España. Partiendo de la metodología se utilizaron especies forestales como encinas y pino carrasco, establecidas en 1992 bajo el programa Política Agraria Comunitaria (PAC) e inventariadas en el 2009, además, se eligieron rodales de plantaciones de algarrobo de 9, 13 y 14 años de edad al sur de España. En este sentido la investigación y el documento de tesis doctoral han sido constituidos en los siguientes elementos fundamentales dentro del componente agroforestal con el objeto de simplificar y facilitar la presentación de los resultados: i) Distribución topológica y cronológica de encina y pino carrasco bajo escenarios del cambio climático. ii) Evaluar la contribución en el secuestro y la dinámica del carbono (C) en biomásas arbóreas, así como el almacenamiento del C en el suelo de las plantaciones de algarrobo. iii) Valorar los cambios introducidos en las transformaciones en el paisaje de la región de Andévalo y Guadix en España, asociados a la forestación en tierras agrícolas entre 1990 y 2018 por las especies forestales *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*.

**CAPÍTULO 3. THE CURRENT SITUATION AND FUTURE
PERSPECTIVES OF *Quercus ilex* AND
Pinus halepensis AFFORESTATION ON
AGRICULTURAL LAND IN SPAIN UNDER CLIMATE
CHANGE SCENARIOS**

3. THE CURRENT SITUATION AND FUTURE PERSPECTIVES OF *QUERCUS ILEX* AND *PINUS HALEPENSIS* AFFORESTATION ON AGRICULTURAL LAND IN SPAIN UNDER CLIMATE CHANGE SCENARIOS

Abstract

Between 1994 and 2017, 137,455 ha of agricultural land were afforested in Andalusia (Spain), using a great diversity of tree species, under the Common Agricultural Policy scheme. *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* were the most used species. In view of the need to know the spatial distribution of survival according to the potential species habitat, the current survival was assessed under current and foreseeable future climate change scenarios, using ensemble Species Distribution Models (SDMs). Predicted potential distributions together with 2009 survival data were used to predict the distribution of the survival rate of the two species. The set modelling approach gave very accurate results for the current potential distribution of *Q. ilex* ($AUC_{train} = 0,908$, $TSS = 0,647$, $Kappa = 0,647$) and *P. halepensis* ($AUC_{train} = 0,983$, $TSS = 0,869$, $Kappa = 0,868$) and moderately accurate estimates of the distribution of the survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* ($RMSE = 0,23$). It was found that 25 – 38% of the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations planted between 1993 and 2000 were established in the optimal area of occurrence (probability of occurrence >70%), but only 12,3% (*Q. ilex*) and 22,9% (*P. halepensis*) simultaneously presented an acceptable survival rate (>50 %). In addition, the volume of the environmental space defined by *Q. ilex* decreased, while that defined by *P. halepensis* remained constant in future projections under climate change. The potential of SDMs to predict the survival rate distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* and to assess the future stability for each of these species has been confirmed. In the worst case, ~5% of *Q. ilex* and ~33% of *P. halepensis* in the planted area would withstand climate change.

Keywords: Afforestation, agricultural land, Aleppo pine, Holm oak, hypervolume, Mediterranean tree species.

3.1. Introduction

One of the biggest challenges confronting mankind in this technological era is the need to preserve the biodiversity and ecosystems that configure the biosphere (Pecl *et al.*, 2017). Within this concept of sustainable development, one aim of the implementation of the Common Agricultural Policy (CAP) is to mitigate the environmental impacts through afforestation of agricultural lands within the European Union, and therefore in Spain (Vadell *et al.*, 2016). In Spain, agriculture occupies 25 million ha of the total of 42 million ha of land; however, approximately 12 million ha are accounted for by extensive marginal lands (Pemán García *et al.*, 2017). Conversion of marginal agricultural land to forest is an urgently needed measure to mitigate climatic change, combat poverty and increase biodiversity (Rey Benayas and Bullock, 2012). Afforestation of agricultural lands offers interesting opportunities to restore forest landscapes in degraded areas (Rey Benayas *et al.*, 2007; Rey Benayas and Bullock, 2012). The European scheme to promote investment in forests on agricultural land and the development and use of forests in rural zones in Spain was established in 1993 (Real Decretory, 378/1993) as a result of the European regulations (EEC-2080/1992; EEC-1610/1989). There was great variability in the implementation of this plan due to regional specificity and the enormous environmental differences across Spain, covering 685,000 ha of agricultural land during the period 1994-2006 (Navarro Cerrillo *et al.*, 2009). During the implementation of this program, Andalusia was the Spanish region with the greatest area of afforested land. For the periods 1994-1999 and 2000-2006, 125,699 ha and 50,934 ha, respectively, of forests were planted in Andalusia; the main species planted were Holm oak (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill) (Vadell *et al.*, 2016). These are the most important tree species characterizing the vegetation of the western Mediterranean basin and their ranges overlap along a south-to-north rainfall gradient ranging from 400 to 1000 mm yr⁻¹ (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). They have been widely planted in the Mediterranean area and are considered important components of the vegetation for economic and environmental reasons (Costa Tenorio *et al.*, 1998; Pemán García *et al.*, 2017).

Climate change scenarios project an increase in mean temperature and a decrease in precipitation in the Mediterranean Basin, leading to an increase in droughts (Lindner *et al.*, 2010) and putting the future of these plantations in doubt (López-Tirado and Hidalgo, 2016; Duque-Lazo *et al.*, 2018a). Therefore, it is important to consider recommendations to adapt these plantations and to guide the establishment of new ones, based on their current and future potential distribution (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006). Species distribution models (SDMs) can assist the identification of areas more suitable for forest restoration (Van Gils *et al.*, 2008). In particular, several studies have used SDMs to

describe optimal areas for South Spain tree species (Benito Garzón *et al.*, 2008; López-Tirado and Hidalgo, 2014,2016). SDMs predict the occurrence of species habitat by using statistical relationships between the presence/absence of the species and environmental variables (Elith and Franklin, 2013; Booth, 2018). These predictions are projected throughout a specific region, yielding a map of priority restoration areas (López-Tirado and Hidalgo, 2016;Duque-Lazo *et al.*, 2018a). Also, SDMs can predict future potential distribution, using environmental grid variables, under different climate change scenarios (Duque-Lazo *et al.*, 2016); for example, for Holm oak and Aleppo pine(López-Tirado and Hidalgo, 2014, 2016). These studies focus on the impact of climate change on the current and future distribution of the suitable habitat of natural populations (López-Tirado and Hidalgo, 2018). However, to the best of our knowledge, the use of SDMs has been limited to their usefulness in assessing current and future survival of afforestation programs (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). In that sense, afforested areas have received less attention in climate change impact studies even though they have a relevant environmental role (Araújo *et al.*, 2019).

Thus, modeling of the climate change impact on the distribution of ecologically important species used in afforestation programs on agricultural land in southern Europe is crucial. So, the probability of more stressing conditions in the Mediterranean Basin in the coming decades, along with the heterogeneous climate of Spain, makes Andalusia a suitable location to evaluate the potential of SDMs in the study of current and future plantation stability. The hypothesis of this study was that climate change will imply a change of the habitat of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia, which will have an impact on the current plantations of these species in agricultural land. Additionally, that impact will be more severe in those plantations already outside the optimal habitat of the species. The validation of this hypothesis will be based on survival data of Holm oak and Aleppo pine established between 1993 and 2000 in Andalusia. The specific objectives were i) to evaluate the current and future environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia, ii) to compare the environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* with the distribution of plantations, iii) to evaluate the current and future survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations according to the environmental geographical space of both species, and iv) to assess the future stability of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations. The results obtained will guide the adoption of measures intended to achieve the successful afforestation of agricultural lands under future climate change scenarios.

3.2. Material and Methods

321. Study area

The region of Andalusia is in southwestern Spain (Fig. 4) and covers an area of 87,600 km². Its orography is rather complex, and elevation ranges from 0 to 3,479 m.a.s.l. The climate of Andalusia presents Mediterranean characteristics, with long, hot, and dry summers (mean annual temperatures between <10°C and 18°C) and irregular yearly precipitation (average annual precipitation between 300 and 2,000 mm), according to the topography and geographical position. Forty-four percent of the region is occupied by agricultural areas and 50% by forest. Most of the natural vegetation is Mediterranean forest, mainly evergreen trees such as oaks, pines, and firs, with dense riparian forests and Mediterranean scrublands. Agriculture in Andalusia has traditionally been based on wheat, olive trees, and vineyards, in a great diversity of soil types (Anaya-Romero *et al.*, 2016).

Our study used several data sets and required the development of habitat models and data analysis procedures. Therefore, a flow chart outlining the steps and relationships of each process is provided in Figure 5.

322 Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia

Q. ilex and *P. halepensis* presence/absence data

Q. ilex and *P. halepensis* presence/absence data were obtained from the Andalusia Forest Monitoring Network (RED SEDA; Junta de Andalucía, 2018), and the third National Forest Inventory (IFN3; MAGRAMA 2007). The IFN3 dataset and the RED SEDA dataset were used to train and validate the SDMs. In both datasets, presence records of *Q. ilex* and *P. halepensis* were considered those inventory plots where *Q. ilex* and *P. halepensis* were the dominant species (>50% of the individual trees present in the sampled inventory plot) within natural areas, according to the IFN3 classification and Spanish vegetation cover guidelines (Ceballos 1966). On the other hand, those inventory plots where *Q. ilex* and *P. halepensis* were missing were labeled as absences. We considered 3,268 records from the IFN3 database (presence, n=1,626; absence, n=1,642) and 369-point locations from the RED SEDA dataset (presence, n=218; absence, n=151) to train and validate *Q. ilex* prediction models, and 379 records from the IFN3 database (presence, n=216; absence, n=163) to build and evaluate *P. halepensis* prediction models.

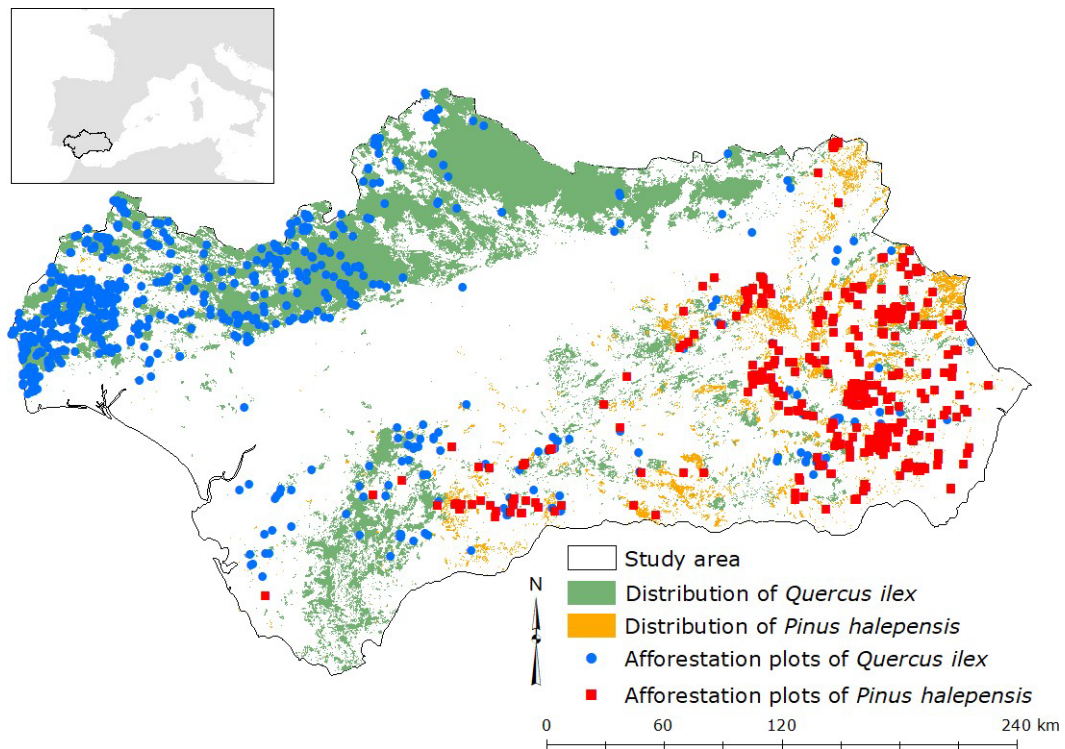


Figure4. Localization of the study area and the afforestation plots (planted between 1993 and 2000; N=584) where the survival rates were measured (2008) and potential distribution of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph).

Source: REDIAM (www.juntadeandalucia.es/medioambiente/rediam).

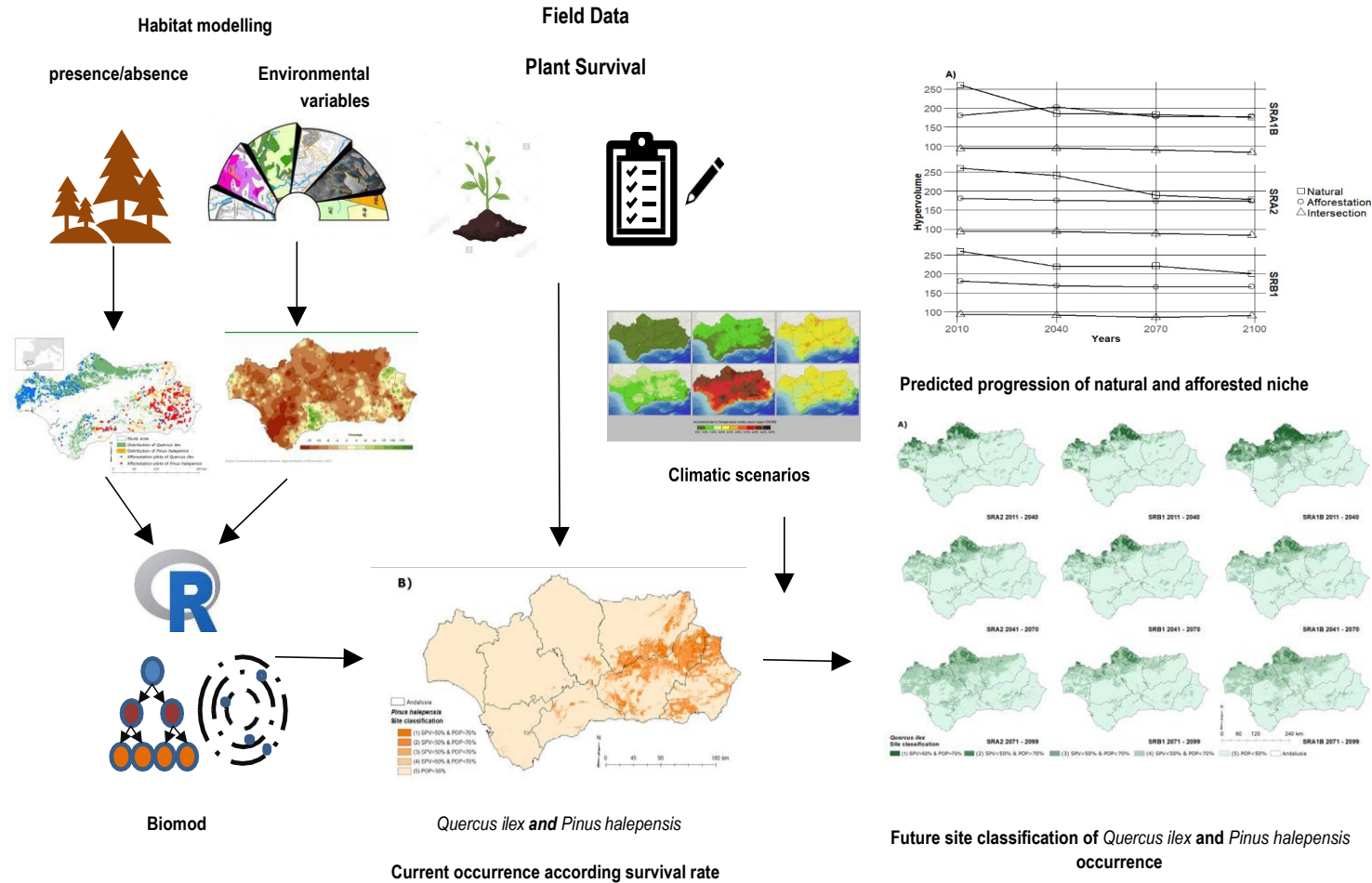


Figure5. Flowchart describing the methodological steps to assess the current and future habitat of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* afforestation on agricultural land under climate change in Andalusia.

Gridded environmental variables

The gridded environmental variables (n=51) were divided into climatic (n=18), topographic (n=16), and edaphic (n=17) categories (Table 14 (S1)). The climatic variables were averaged for the period 1971-2000 and the future predictions were carried out for three periods - 2011-2040, 2041-2070, and 2071-2099 - based on international climate change scenarios (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). For each period, we considered four Global Circulation Models (GCMs): BCM2, CNCM3, ECHAM5, and EGMAM; and three special reports on emission scenarios (SREs): SRA1B, SRA2, and SRB1 (IPCC, 2014). Moreover, we developed an extra climate change scenario (MEAN) by averaging the future climatic variables from the four GCMs for each SRE and time period. The current and future environmental variable datasets had a spatial resolution of 200-meter grids.

Environmental variables selection and reduction

The initial 51 environmental variables were firstly reduced by an analysis of collinearity, according to the value of the variable inflation factor (VIF), where variables with $VIF > 10$ were deleted stepwise (Duque-Lazo *et al.*, 2016). Secondly, from the non-collinear variables, the optimal number of variables to predict the distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* and the survival of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation was assessed by optimization of the Area Under the Curve (AUC) value obtained with the Random Forest (RF) model, using the R package AUCRF (Calle *et al.*, 2011). The relative importance of each variable in the model prediction was quantified using the AUCRF R package, by estimation of the “Gini” index (Calle *et al.*, 2011).

Estimation of the current and future potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis*

We assessed the current and future potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* using ensemble SDMs based on presence/absence data. These combine the predictions of multiple single-SDM techniques according to a predefined function, to overcome the influence of single-SDM techniques on model predictions (Araújo and New, 2007). For this, we used the biomod2 R package, which incorporates 10 SDM algorithms, (Thuiller *et al.*, 2019). More information about model technique can be found in Franklin (2010).

The ensemble models algorithms presented in the biomod2 R package combined the probabilities of several model predictions by their median, mean, coefficient of variation, confidence intervals, committee averaging (CA), and probability mean weight decay (WD) (Thuiller *et al.*, 2019). In CA the probabilities of the selected models are first transformed into binary, to maximize the True Skills Statistic (TSS) threshold, and the CA score is calculated as the average of the binary predictions. In WD, half of the single-model outputs are pre-selected based on their accuracy values (AUC).

The weight of each single model in the ensemble is estimated according to its AUC accuracy in relation to the sum of all the AUC accuracies of the single-model predictions (Franklin, 2010). All the ensemble models were built by the combination of all the single models with $AUC > 0.80$.

323. Calibration and validation of presence/absence models

The performance of the SDMs was evaluated by the AUC (AUC_{train} and $AUC_{evaluation}$) of the Receiver Operating Characteristic (ROC) plot, Kappa, and TSS. Cohen’s Kappa measures the rate of agreement between actual and predicted values in the spatial space for categorical values, while TSS measures the difference between actual agreement and randomly expected agreement. Finally, Kappa and TSS were calculated and evaluated, considering a threshold equal to maximum TSS (Allouche *et al.*, 2006).

Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation

The environmental geographical space (EGS) of the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations was obtained from 51 environmental variables (Table 15 (S2)). The ranges of the current and future EGS of the afforestation were extracted from the afforestation point locations using the current and future values of the selected environmental variables (Navarro Cerrillo *et al.*, 2016). Moreover, the EGS of the *Q. ilex* and *P. halepensis* natural populations was extracted from the current and future ensemble predictions of the potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* previously obtained.

The EGS of the natural and afforestation distributions was assessed by the hypervolume R package (Blonder, 2018), which estimates the shape and volume of high-dimensional datasets and calculates the intersection, overlap, and unique components, among other multivariate operations. The hypervolume R package uses a stochastic geometry approach for the n-dimensional kernel density estimation and can measure the n-dimensional ecological hypervolume and generate SDMs (Blonder, 2018). We estimated the total volume of the natural EGS and compared it with the total volume of the EGS of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation.

324 Current and future survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

Survival rate of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* afforestation

We selected the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations established during the period 1993-2000. During the spring of 2008, 942 and 388 pure *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation sites, respectively, were visited (Junta de Andalucía, 2018), to estimate the survival rate directly in a systematic sample survey. The period from planting to sampling was selected to decrease the influence of the mortality associated with the replanting, because in this type of afforestation high mortality rates tend to occur in the first summers after planting (Villar-Salvador *et al.*, 2012). To estimate the survival rate, four line transects (NS-WE) were carried out from the center of each afforestation site visited. In each transect, 25 seedlings planted at the site were checked, being recorded as alive or dead. The survival rate was calculated as the percentage of live individuals with respect to the sampling density, because the planting density might vary between afforestation sites. The final database contains information about the location: X and Y of the UTM coordinate, afforested surface area, and survival rate (%) of all afforestation sites (Fig. 4). Afforestation survival rates from 2008 were used to predict the future survival rate throughout Andalusia, using gridded environmental variables and ensemble model techniques.

We adapted the code available in the *dismo* R package to model species distribution with presence/absence data (Hijmans *et al.*, 2017) and to model the distribution of the survival rate of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation with count data. We used BRT, GLM, RF, and Support Vector Machine (SVM) SDMs techniques (Franklin, 2010). We assembled the single predictions of the survival rate models produced by the mean, median, and WD ensemble approaches.

Calibration and evaluation of survival rate distribution models

The accuracy of the models developed with the survival data was evaluated by the Pearson's correlation coefficient, Spearman's rank correlation, root mean squared error (RMSE), average error (AVE), and linear regression between predicted and observed values (Potts and Elith, 2006). Calibration and evaluation datasets were derived from random data splitting (70% of the data to model calibration and 30% to model evaluation; Duque-Lazo *et al.*, 2016).

Pearson's correlation coefficient, r , provides an indication of how closely the observed and predicted values agree in relative terms. Spearman's rank correlation, P , provides an indication of the similarity between the ranks of the observed and predicted values. The RMSE (Eq. 1) and AVE

(Eq. 2) between the predicted and observed values were also calculated. The optimal RMSE and AVE values are close to zero (Potts and Elith, 2006).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (\text{Equation 1})$$

$$AVE_{error} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (\text{Equation 2})$$

Model calibration and evaluation were also assessed by fitting a simple linear regression between the observed and predicted values (e.g., observed = m (predicted) + b), which provided information on the bias and consistency of the predictions (Potts and Elith, 2006). The intercept term in this model (b) provides an indication of the bias and the gradient of the fitted line (m) provides an indication of the distribution (spread) of the predictions over their numerical range, compared with the spread of the observations. That is, for a perfectly calibrated model, “b” should equal zero and “m” should equal one (Potts and Elith, 2006).

Assessment of the future stability of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

We generated continuous probabilistic maps with values between 0 and 100 for each raster pixel, for the current and future potential distribution and the current and future distribution of the survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia. To assess the future suitability of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation, we compared the survival rate with the potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* in the present and future projections, and classified the afforestation sites according to their survival rate and probability of occurrence (PO), in five categories: survival rate >50% and PO >70% (optimal); survival rate >50% and PO <70% (high); survival rate <50% and PO >70% (medium); survival rate <50% and PO <70% (low); and PO <50% (excluding). The thresholds were selected in order to highlight areas with a high PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* (Duque-Lazo *et al.* 2018a) and an acceptable survival rate (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006).

We compared the current and future survival rates with the PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* in order to assess if higher survival rates occurred in sites with higher PO; a positive *r* value would suggest so. The predicted survival rates and PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* were extracted from the afforestation point locations and their relationship was plotted in a bi-dimensional graph.

3.3. Results

331. Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia

The variables selection procedure identified the eight and seven most-important non-collinear variables in the prediction of the survival of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation and the potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* within Andalusia, respectively. The five and six most important were used for prediction purposes for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively (Table 3).

The WD ensemble approach was the most accurate with regard to predicting the current potential distribution of *Q. ilex* (AUC=0,908; TSS=0,647; K=0,647; AUC_{evaluation}=0,781) and *P. halepensis* (AUC= 0,983; TSS=0,869; K=0,868; AUC_{evaluation}=0,961). However, the mean ensemble approach gave AUC values for *Q. ilex* (0,901 and 0,780) and *P. halepensis* (0,981 and 0,960) similar to those of the calibration and evaluation datasets, respectively (Table 4).

332. Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation

In general, the range of the EGS of the natural populations encompassed the range of the EGS defined by the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation, though sites were found that lay outside the EGS of the natural populations (Table 15 (S2)). The current potential distribution map of *Q. ilex* and *P. halepensis* shows that there are still areas in Andalusia where these species might occur but are not yet established; that is, areas suitable for reforestation with *Q. ilex* and *P. halepensis* (Fig. 6). However, the area suitable for reforestation decreased gradually over time (2011>2070>2099) and according to the scenario (SRB1>SRA1B>SRA2; Fig. 6).

The overlay of the natural and afforested niches of *Q. ilex* and *P. halepensis* remained almost constant over time (Fig. 7). However, the unique portion of the EGS of the natural population of *Q. ilex* decreased in all scenarios in 2040, remained constant between 2040 and 2070, and decreased again in 2099. The unique portion of the EGS defined by the afforestation of *Q. ilex* presented a slight decrease in the first period studied (to 2040) and then remained constant until 2099, in all scenarios (Figure 15 (S1)). On the other hand, the unique portion of the EGS of the natural population of *P. halepensis* decreased in scenarios SRB1 and SRA2, while in scenario SRA1B it slightly increased in 2040 and afterwards decreased (Fig. 7). The unique portion of the EGS defined by the afforestation of *P. halepensis* presented a slight increase until 2099, for all scenarios (Figure 16 (S2)).

Table 3. Variable importance ranking for model built with environmental variables, for both survival modelling distribution and current potential distribution of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph).

N°	Selected	A) <i>Quercus ilex</i>			B) <i>Pinus halepensis</i>		
		Variable	Import	Prob.	Variable	Import.	Prob.
1		pH	232,49	1,00	Cold days (NDF)	26,241	1,00
2		Cold days (NDF)	211,62	1,00	USLA Soil (EDAPH)	20,187	1,00
3		Warm days (NDC)	196,44	1,00	Silt content (LIM)	18,359	1,00
4		Summer radiation (TP_RSD_V)	193,16	1,00	Positive differences precipitation and evapotranspiration (SSUP)	11,213	1,00
5		%Base saturation (PSB)	173,14	1,00	Ph	11,036	1,00
6		Cation exchange capacity (CIC)	161,11	1,00	Aridity index (IAR)	9,964	1,00
7		Active limestone (CA)	157,01	1,00	Clay content (TF)	4,55	0,99
8		Silt content (LIM)	143,57	1,00			

In bold the selected variables. See Table 15 (S2) to compare between the values of the natural distribution areas of the species and the plantations distribution.

Table 4. Adjustment values obtained for the ensemble models of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) distribution in Andalusia. Cohen’s Kappa, Area Under the Curve (AUC), True Skills Statistics (TSS), sensitivity (true positive rate) and specificity (true negative rate).

Ensemble model	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph
	Kappa		TSS		AUC train		AUC eval		Sensitivity		Specificity	
Mean	0,641	0,862	0,641	0,862	0,901	0,981	0,780	0,960	0,75	1,00	0,67	0,89
Lower Confidence interval	0,640	0,868	0,640	0,869	0,896	0,978	0,696	0,832	0,55	0,71	0,83	0,94
Upper Confidence interval	0,643	0,856	0,643	0,856	0,902	0,980	0,720	0,955	0,63	1,00	0,76	0,88
Median	0,569	0,868	0,569	0,869	0,869	0,979	0,756	0,958	0,69	1,00	0,71	0,87
Committee averaging	0,646	0,831	0,646	0,831	0,883	0,936	0,781	0,955	0,69	0,98	0,76	0,90
Probability means weight decay	0,647	0,868	0,647	0,869	0,908	0,983	0,781	0,961	0,76	1,00	0,66	0,89

The AUC was calculated for both the train and evaluation datasets.

Table5.Errors of the ensemble model projections of the survival rate distribution of the *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) afforestation.

	%RMSE		AVE		R ²		S		M		B	
	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph	Qi	Ph
Mean	0,235	0,243	-1,129	-4,724	0,383	0,420	0,406	0,463	0,938*	1,459*	3,571	-15,187
Median	0,235	0,240	-0,918	-4,084	0,382	0,444	0,406	0,506	0,917*	1,222*	3,825	-4,915
Mean Weight	0,234	0,233	-0,474	-2,459	0,386	0,476	0,409	0,507	0,944*	1,414*	3,156	-15,594

* Significant at P > 0.05.

The intersection of the two hypervolume, natural and afforested, showed a constant trend over time for both species studied (Fig. 8).

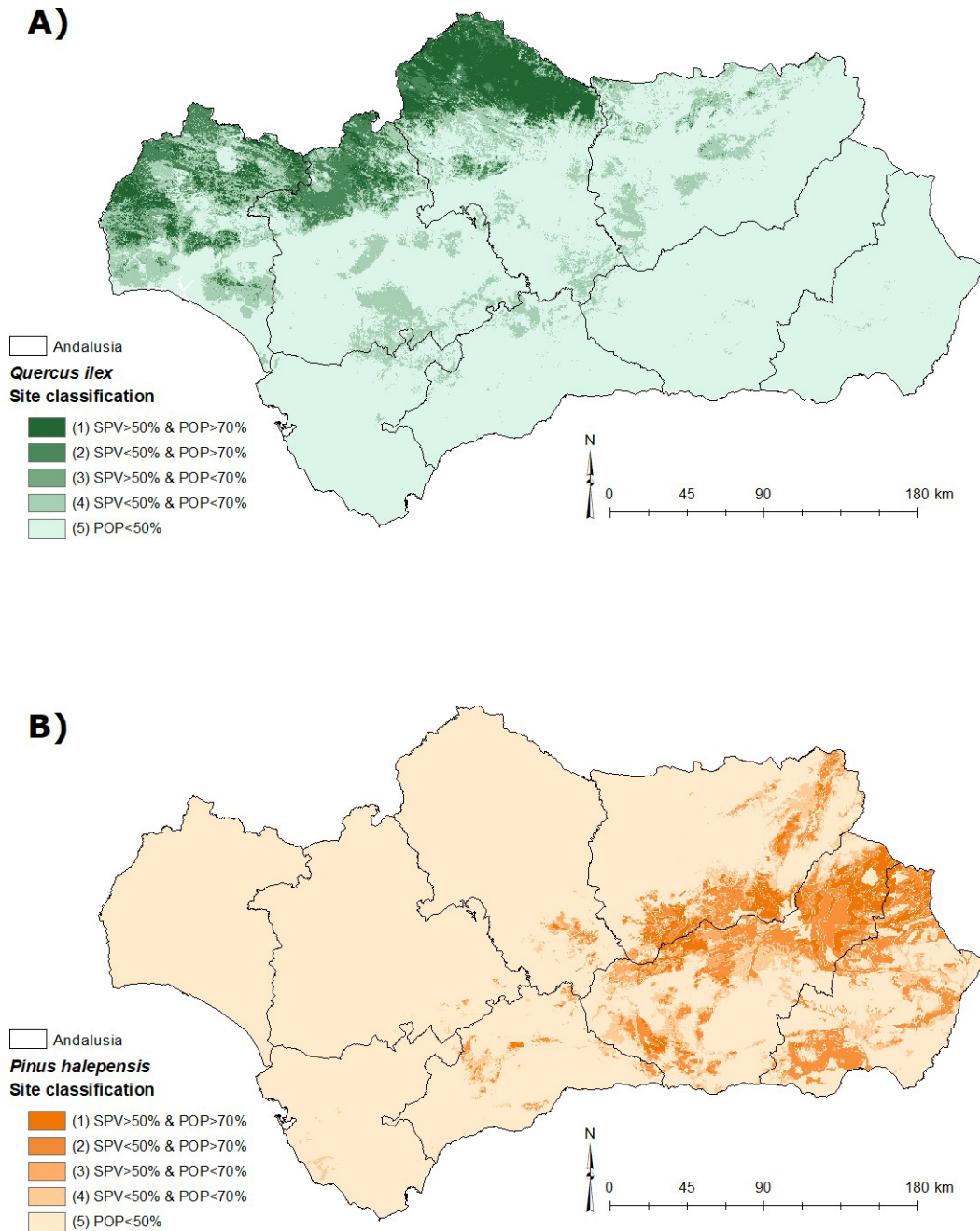


Figure6. Current site classification occurrence according to the distribution of the survival rate of (A) *Quercus ilex* (Qi) and (B) *Pinus halepensis* (Ph).

Survival afforestation rate (SPV) and probability of presence of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) (POP).

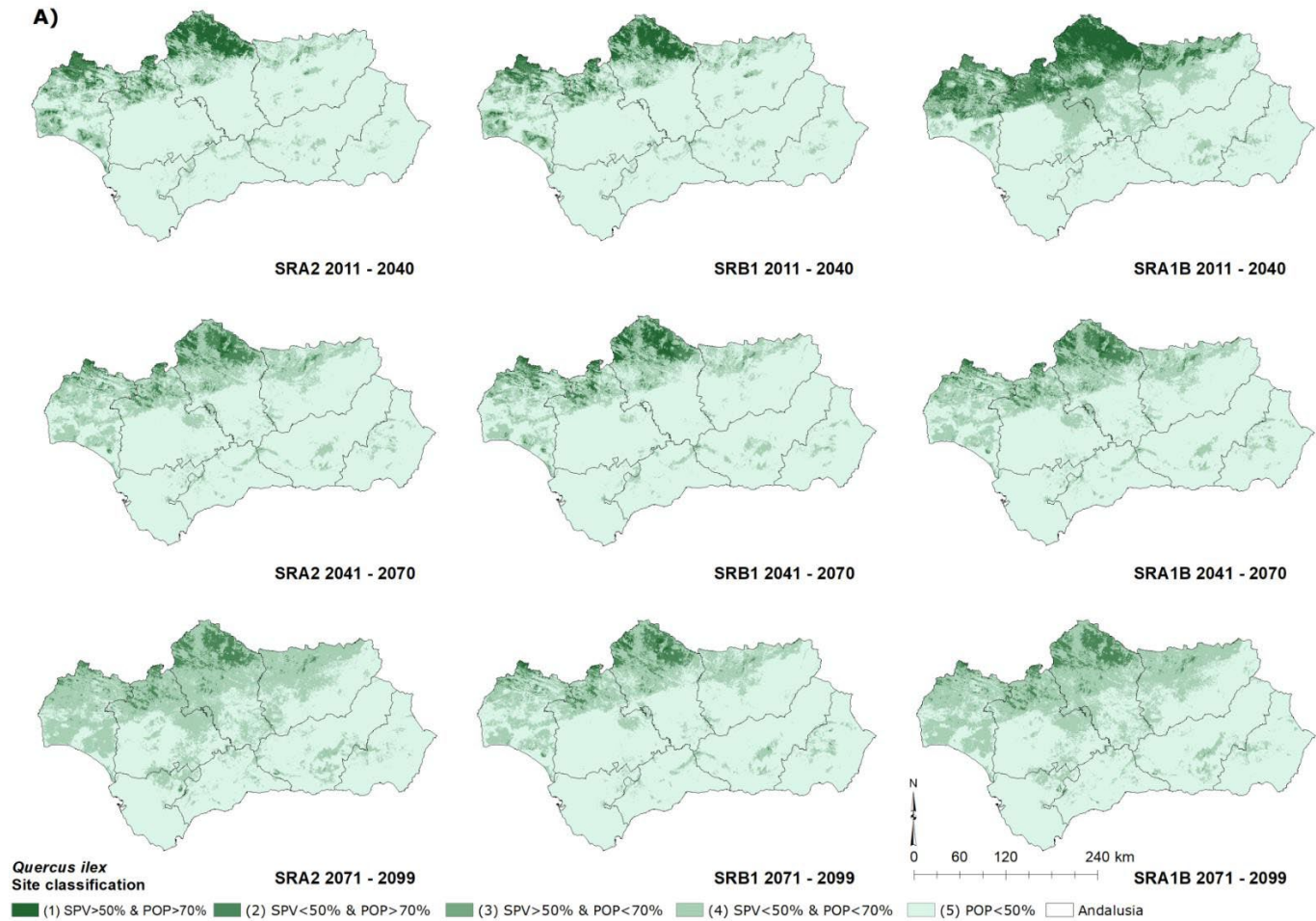
333 Current and future survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

The evaluation of the survival models indicated that the WD model performed best, with an acceptable performance (Table 5). It had the highest Pearson and Spearman correlation coefficients between the observed and predicted values (0,386 and 0,409, respectively, for *Q. ilex*, and 0,476 and 0,507, respectively, for *P. halepensis*) and good linear correlation ($b=3,156$ and $m=0,944$ for *Q. ilex*, and $b=-15,59$ and $m=1,22$ for *P. halepensis*). Moreover, it also had the lowest RMSE (0,234 and 0,233 for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively) and average error (-0,474 and -2,46, respectively). On the other hand, the mean ensemble model presented the lowest accuracy values, while the median ensemble model showed intermediate accuracy (Table 5).

We found that only about 25% (~25,500 ha) of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation had succeeded (survival rate >50%); 12,00 and 22,91% for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, were located in areas with optimal PO (>70%) and high survival rate (>50%), while 13 and 5% for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, were planted outside the areas of optimal PO (<70%) but had a high survival rate (>50%) (Fig. 6, Table 16 (S3)). Around 13 and 5% of the afforestation was within the optimal PO of *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, but exhibited a low survival rate. Therefore, it is important to point out that 25 and 39% of the plantations with *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, were found within the optimum PO and had a significant survival rate (Fig. 6, Table 16 (S3)). On the other hand, >25% of the afforestation with *Q. ilex* and >50% of the *P. halepensis* afforestation were established outside the optimal PO of the two species (Fig. 6, Table 16(S3)). The analysis of the future probability of establishment of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation displayed a gradual decrease over time (2011>2070>2099) and according to the scenario (SRB1>SRA1B>SRA2) (Fig. 9, Table 16 (S3)).

334 Future stability of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

The current and future Pearson's correlation coefficients for the survival rate of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation versus the PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* were positive in all the cases studied (Fig. 4). Coefficients decreased from the current predictions ($r=0,654$ and 0,208 for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively) to the future projections ($r=0,50$ and 0,11 for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively).



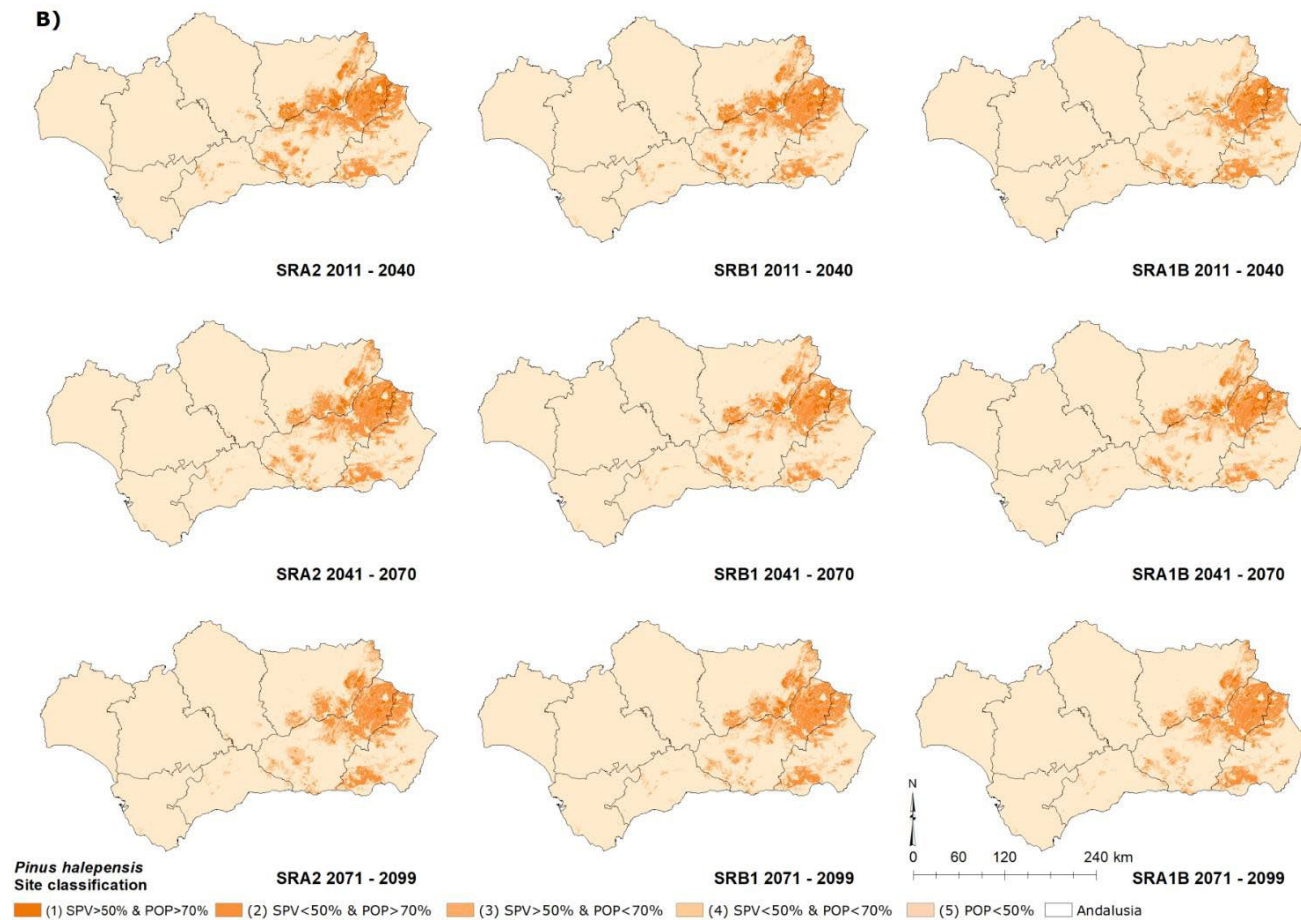


Figure7. Future site classification of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* occurrence according to the distribution of the survival rate of (A) *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) afforestation (SPV) and probability of presence of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) (POP).

Future predictions represented by the average (MEAN) of four Intercontinental Global Circulation Models (BCM2, CNCM3, ECHAM5 and EGMAM), three special reports on emission scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011 – 2040; 2041-2070 and 2071 – 2099)

The future projection of the *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation indicated a decrease over time (2011>2070>2099), and according to the scenario (SRB1>SRA1B>SRA2, Fig. 9, Table 16 (S3)), in the probability of establishment in the afforestation sites located in areas with optimal PO of *Q. ilex* and *P. halepensis*, for both high and low survival rates. However, in the afforestation sites located in areas without optimal PO (<70%), this probability increased over time and according to the scenario (Tables 15 (S2) and 16 (S3)). Therefore, almost 90% of the afforestation might lie outside the optimal PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* (Tables 15 (S2) and 16 (S3)).

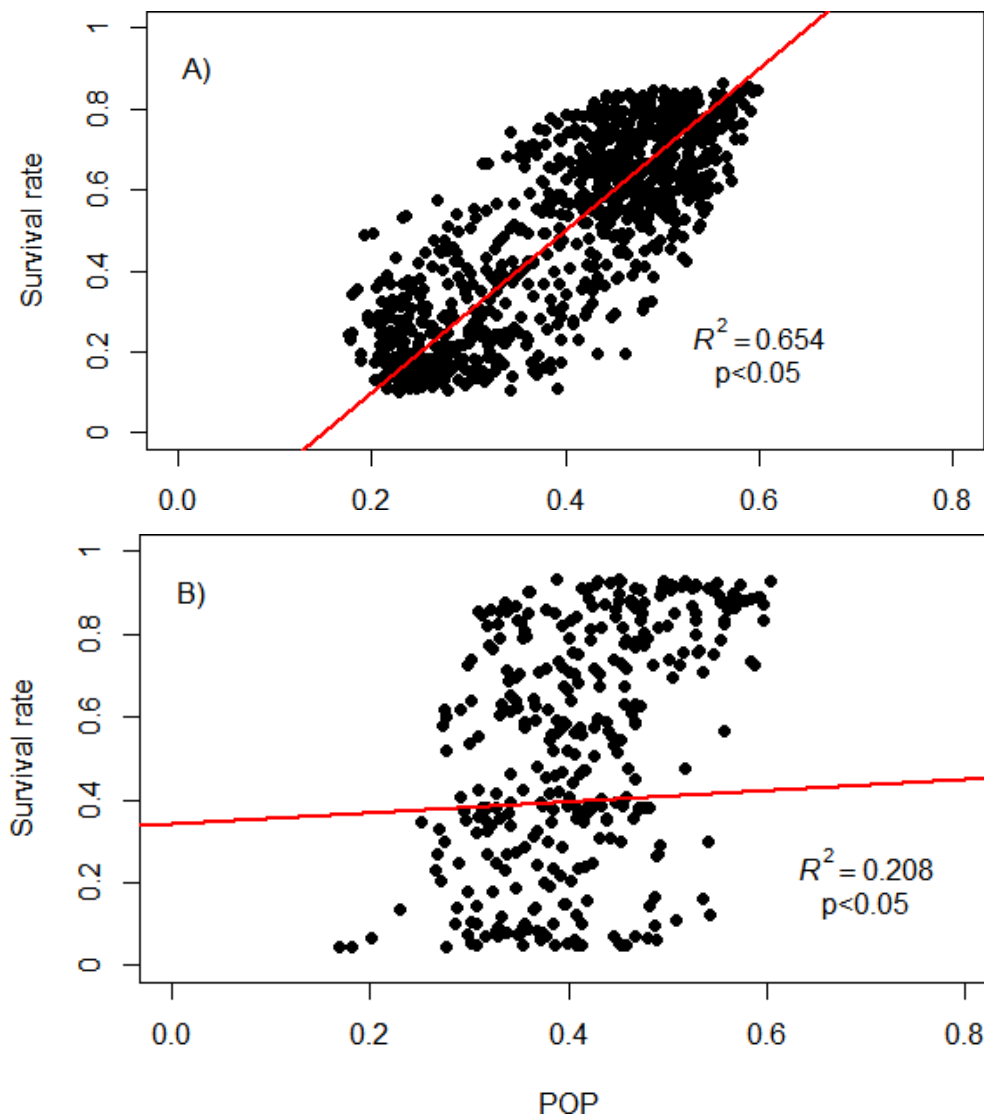


Figure 8. Relation between the current potential probability of presence (POP) of (A) *Quercus ilex* (Qi) and (B) *Pinus halepensis* (Ph) (x-axis) versus the observed survival rate of *Quercus ilex* (Qi) and *Pinus halepensis* (Ph) afforestation (y-axis).

The red line represents the fit between the two displayed variables which had regression coefficient (R^2) of 0,654 for *Quercus ilex* and (R^2) of 0,208 for *Pinus halepensis* both significant at (P-value<0,05).

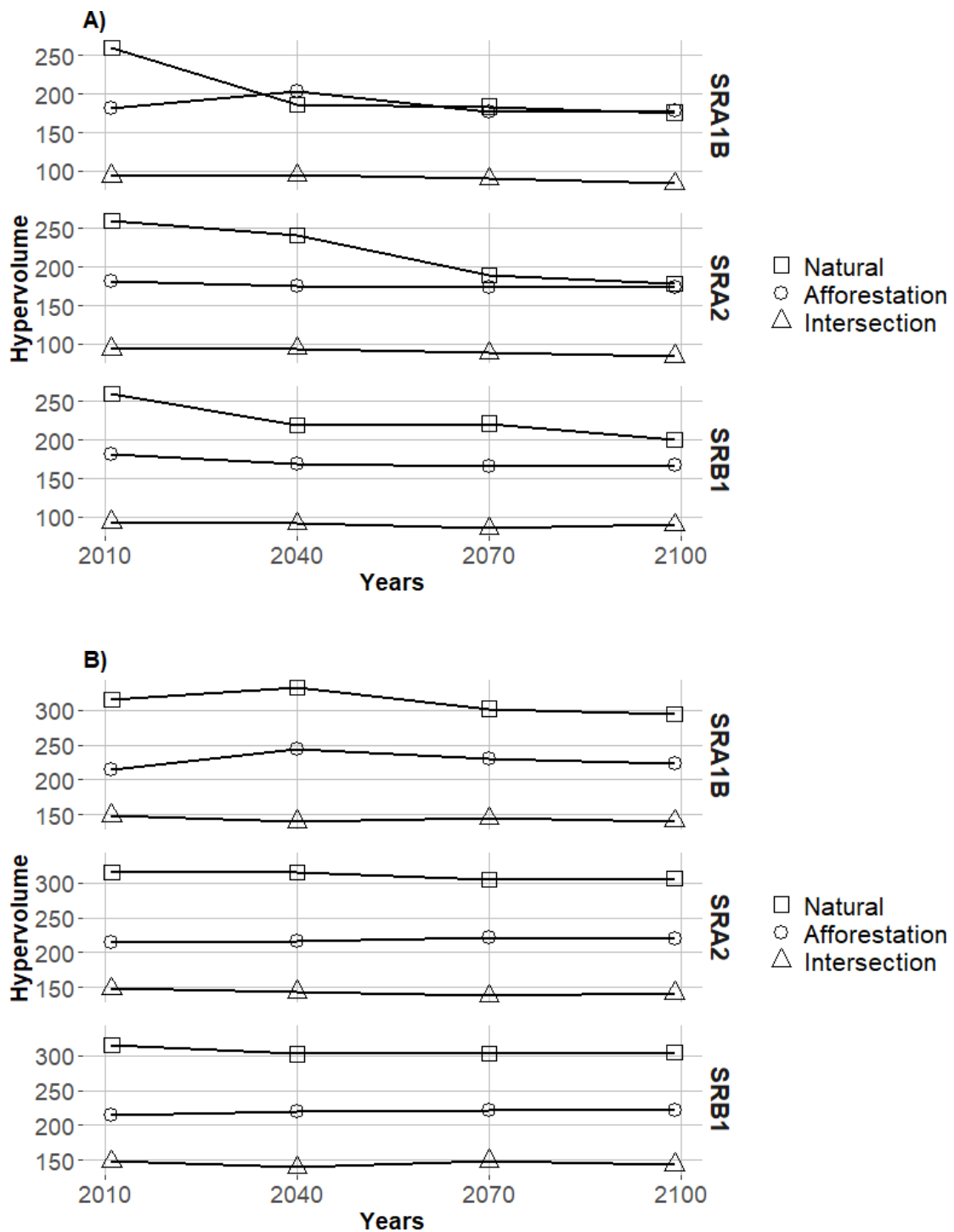


Figure9. Predicted progression of the natural and afforested niche hypervolume in the environmental geographical space of (A) *Quercus ilex* (Qi) and (B) *Pinus halepensis* (Ph). The intersection represents the portion of the environmental space shared between the natural and afforested environmental spaces. Natural and Afforestation represent the unique portions of the natural and afforestation hypervolume, respectively. The future predictions were estimated as the average future scenario (MEAN).

3.4. Discussion

We used ensemble SDMs to study the future stability of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations established in the European Economic Community's afforestation scheme for set-aside agricultural lands in Andalusia between 1993 and 2000, in relation to the potential distribution of these species. Our predictions highlight the importance of the choice of the planted species, and the utility of SDMs to assess the future stability of plantations under climate change scenarios is confirmed (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). SDMs allow the current distribution of forest plantations in former agricultural areas to be compared with the potential distribution of the species, as well as the estimation of its agreement with the future potential distribution of the species.

3.4.1. Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* in Andalusia

The distribution models were built with pH, number of cold days, number of warm days, summer radiation, and percentage base saturation for *Q. ilex*; and with number of cold days, USDA soil classification, percentage silt content, positive differences between precipitation and evapotranspiration, pH, and aridity index for *P. halepensis*. Hence, the variables selected to predict the potential distribution and survival of the species were those that affect seedling establishment. For instance, higher numbers of warm days, aridity index, evapotranspiration, and summer radiation are related to dry conditions and drought, which constrain the success of planting (Gómez-Aparicio *et al.*, 2006; Navarro Cerrillo *et al.*, 2006). The set of environmental variables used to predict the survival rate and potential distribution of both species was in agreement with other studies (Benito Garzón *et al.*, 2008; López-Tirado and Hidalgo, 2014, 2016; Vayreda *et al.*, 2016; López-Tirado and Hidalgo, 2018). In addition, we followed the general recommendation of using as few variables as possible to perform the model predictions (van Gils *et al.*, 2008; Duque-Lazo *et al.*, 2016); therefore, five and six variables, respectively, were enough to predict the distribution of the survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations and the potential distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis*. The use of a lower number of explanatory variables ($n \leq 6$) gives more robust models with more reliable extrapolations and predictions (Merow *et al.*, 2014). The model accuracy obtained, the types of environmental variables used, and the equal prevalence of presences and absences support the robustness of our predictions (Franklin, 2010; Merow *et al.*, 2014).

The model predictions for the potential distribution of *Q. ilex* achieved acceptable Kappa and TSS values, excellent AUC_{train} values, and fair $AUC_{\text{evaluation}}$ values, while the model predictions were more accurate for *P. halepensis*; with very good Kappa and TSS values and excellent AUC_{train} and

AUC_{evaluation} values. The difference in model accuracy might be due to differences in the distribution of the two species, and consequently due to their occurrence records. In the study area, *Q. ilex* might behave as a generalist species and its distribution might cover the entire study area (i.e., *Q. ilex* might occupy a larger environmental space), while *P. halepensis* might behave as a specialist species, occurring in restricted areas and in a reduced environmental space. It is known that model accuracy might be greater for specialist species due to the correlation between the relative occupancy area of the species in the study area and its environmental tolerance (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008; Franklin, 2010). However, the accuracy of our prediction of the potential distribution of the species is similar to that found in other studies for *Q. ilex* (López-Tirado and Hidalgo, 2016; López-Tirado and Hidalgo, 2018) and *P. halepensis* (López-Tirado and Hidalgo, 2014; López-Tirado and Hidalgo, 2018; Silveiro *et al.*, 2019).

342 Environmental geographical space of *Q. ilex* and *P. halepensis* afforestation

The predicted optimal values for the environmental variables - which predicted the distribution of the *Q. ilex* and *P. halepensis* potential distribution and plantations - differ mainly in terms of the mean temperatures, soil water retention capacity, and soil pH. Both species are limited by high values of the predictive variables. Soils with high silt content and pH in locations with a limiting thermal regime (due to extreme low or high temperatures) and low rainfall limit the success of the afforestation (see Table 15 (S2) for reference values). The ecological importance of these variables on *Q. ilex* and *P. halepensis* has been described in previous works (Nicolas and Gandullo, 1972; Costa Tenorio *et al.*, 1998; Sánchez *et al.*, 2012). The low number of variables on which the geographical environmental spaces of the *Q. ilex* potential distribution and plantations differ might be due to the large environmental space occupied by the potential distribution due to the ability of *Q. ilex* to adapt to a wide range of environments (Costa Tenorio *et al.*, 1998; Sánchez *et al.*, 2012). On the other hand, the geographical spaces of the *P. halepensis* potential distribution and plantations presented larger discrepancies. We found differences in terms of the average net primary production, evapotranspiration, number of warm days, average maximum temperature of the warmest month, average minimum temperature of the coldest months, and elevation, among others.

The dissimilarities in the extreme (minimum and maximum) values of some variables found between the planted and potential geographical spaces suggest that some plantations were sited outside the geographical space of the potential distribution. Values exceeding the minimum value of the average net primary production indicate that <25% of plantation sites were in severely arid

zones, supported by values exceeding the minimum values of water balance and maximum, median, and minimum temperature. The differences centre largely on the NDF and maximum temperature predictive variables: in >50% of the plantations, the conditions were drier (low average net primary production and high temperature) than the optimal habitat of the species. These plantations might cope badly with drought (López-Tirado and Hidalgo, 2014) and have lower survival rates during their first summer (Villar-Salvadoret *et al.*, 2012). Prolonged droughts and dry summers are the main threats to new plantations, even after the first year after planting (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006).

343 Current and future survival rate of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

The positive correlation of the survival rate with the probability of occurrence of *Q. ilex* and *P. halepensis* ($r=0,65$ and $r=0,20$, respectively; $p<0,05$) in the current situation supports the hypothesis that the survival rate will be higher in an area with an elevated PO (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). In addition, given the worsening of the fit over time, future predictions ($r<0,55$, and $r<0,15$, respectively) suggest that plantations located outside the optimal PO of *Q. ilex* and *P. halepensis* might be threatened by more adverse environmental conditions with which they are unable to cope. To this situation can be applied the concept of the regeneration niche, which defines the conditions required for viable seed production, seed dispersal, seedling establishment, and growth to maturity in plant populations (Grubb, 1977; Smith *et al.*, 2016). Therefore, the regeneration niche might occupy a reduced distribution within the potential distribution of the species (He and Bertness, 2014). Thus, afforestation outside the potential distribution might suffer increased mortality rates (He and Bertness, 2014; Smith *et al.*, 2016), since seedlings are more sensitive than adult trees to extreme environmental conditions (Grubb, 1977; He and Bertness, 2014; Smith *et al.*, 2016).

The accuracy of the survival models was within a reasonable range (Potts and Elith, 2006; Duque-Lazo *et al.*, 2018a). The survival rate model developed for *Q. ilex* was less accurate than the one developed for *P. halepensis*. We found that the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations were established mainly in areas with a PO of 20-60%, thus avoiding unsuitable areas but also highly suitable ones; this might also explain the poor prediction of the survival rate. Therefore, sites more appropriate for the growth and establishment of these two species might be occupied by more productive plantations, such as crops in the case of *Q. ilex* and other pine species in the case of *P. halepensis* (Vadell *et al.*, 2016). This situation can modify the natural pattern of species distribution and introduce biases into habitat models (Franklin, 2010).

We found that <30% and <20%, respectively, of the *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations were planted at sites where the PO was below the optimum value (<70%), which improves upon the result found with *Q. suber* and supports the utility of SDMs in the planning of plantation programs (Duque-Lazo *et al.*, 2018a), thus supporting our hypothesis that the survival rate is higher within the optimal distribution of the species. On the other hand, ≈15% of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations at sites with optimal PO (>70%) had a low survival rate (<50%). There were plantations sited outside the optimal PO areas that presented an adequate survival rate (>50%) which may be due to the application of an adequate cultural program (irrigation, soil conservation, use of tree-shelter, *etc.*). Finally, we found that there are still areas with optimal PO and a high probability of survival (>50%) where *Q. ilex* and *P. halepensis* are not growing and which could be the focus for future plantation programs. These areas are mainly distributed in the southwest of Andalusia for *Q. ilex* and in the northeast for *P. halepensis*, although their distribution might decrease in the future according to predictions.

These might be considered as references for future plantations programs. Also, there are factors which might positively influence the survival rate of the plantations but were not considered in this study, such as the use of seedling stocks (Villar-Salvador *et al.*, 2012), site preparation (Querejeta *et al.*, 2008; Prévosto *et al.*, 2011), mulching (Jiménez *et al.*, 2016), planting date and weed control (Navarro Cerrillo *et al.*, 2014; Ceacero *et al.*, 2020). Nevertheless, environmental factors, like the edaphic and climatic conditions, influence the survival rate of the plantations. The *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations respond positively to precipitation after planting - since the water supply is highly constraining in Mediterranean ecosystems - which might enhance the establishment and initial rooting (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006). Also, high light availability (i.e. high radiation) was flagged as the main driver triggering an increase in the seedling mortality rate in drier environments (Gómez-Aparicio *et al.*, 2008). The negative influences of high radiation are linked to its combination with summer drought and high evapotranspiration rates, which aggravate the mortality risk due to low water availability and overheating (Gómez-Aparicio *et al.*, 2006). Moreover, edaphic conditions like low soil water content (Gómez-Aparicio *et al.*, 2008), shallow soils (Querejeta *et al.*, 2008), and elevated levels of silt and clay have been found to affect plant establishment and survival negatively (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006). Therefore, an increase in the intensity and frequency of drought with climate change might cause a negative impact on *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations, due to a general reduction in the survival rate which might be stronger in Mediterranean ecosystems (Oliet and Jacobs, 2012).

Another issue that might affect the survival rate of the plantations, in addition to the edaphic and climatic site characteristics, are pests and diseases. Mediterranean forests are threatened by a massive decline triggered by the drought induced by climate change and biotic agents (Martínez-Vilalta *et al.*, 2012), which affect both *Quercus* spp. (Duque-Lazo *et al.*, 2018b) and *Pinus* spp. (Sánchez-Salguero *et al.*, 2012) species and might also decrease the survival rate of the plantations. Indeed, oak plantations have been labelled as a source of pest infection (Fernández-Habas *et al.*, 2019).

344 Future stability of *Q. ilex* and *P. halepensis* plantations

The current and future representations of the potential and planted environmental geographical spaces show a slight decrease overtime, according to the emission scenario and temporal space studied. This reinforces our finding that 25% and 40% of the plantation sites were within the optimal PO of *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively. Indeed, in the case of *Q. ilex*, the environmental geographical space decreased over time until it coincided with the environmental geographical space determined by the plantations. This supports the predictions that <10% of the plantation area might be within the potential environmental space in the future. Conversely, the potential and planted geographical environmental spaces of *P. halepensis*, and consequently their intersection, remained almost constant overtime, which supports the dominance of *P. halepensis* in Andalusia under future climate change scenarios (Vayreda *et al.*, 2016; López-Tirado and Hidalgo, 2018). Although the distributions of both species, *Q. ilex* and *P. halepensis*, have been forecasted to spread under future climate change scenarios (Vayreda *et al.*, 2016; López-Tirado and Hidalgo, 2018), we found that only *P. halepensis* might withstand climate change. This might be due to the wider distribution considered for *Q. ilex* in comparison with *P. halepensis*. The presence point records considered for *Q. ilex* were distributed all over Andalusia, while the occurrence of *P. halepensis* was confined to the southern-eastern sector of the study area.

Decreases from the 25% and 40% of the plantations present under optimal conditions (PO>70%) in the current scenarios to <5% and <35% for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, by 2090 are predicted under the different climate change scenarios. This will be mainly due to the loss of potential area of occurrence for *Q. ilex*, while the reduction for *P. halepensis* might be due to a forecasted decrease in the survival rate. The afforestation area with a survival rate >50% and PO <70% is forecasted to decrease from ~13% and ~4% to ~1% and 0% for *Q. ilex* and *P. halepensis*, respectively, by 2090. Previous studies assessing the influence of climate change on the distribution of *Q. ilex* and *P. halepensis* (López-Tirado *et al.*, 2018; López-Tirado and Hidalgo, 2018)

predicted a marked expansion of the populations located in south-western Spain; our findings confirm this for *P. halepensis* but not for *Q. ilex*, which might be due to the wide distribution of *Q. ilex* over Andalusia. This is reinforced by the increase, over time, in the plantations at sites with low PO (<70%) and a low survival rate (<50%), while the area of the plantations sited at very low PO (<50%) slightly increased (~10% in both species). Therefore, our results indicate constraints imposed by the low survival rate forecasted in future scenarios.

The achievement of increases in the survival rate and establishment of new forest plantations under climate change is a challenge for researchers and forest managers, who need to develop suitable plantation strategies. In relation to this, suitable species, with regard to factors like identity and origin (Duque-Lazo *et al.*, 2018a), must be selected for seeding/planting (Navarro Cerrillo *et al.*, 2006), seedling quality (Grossnickle, 2012; Oliet *et al.*, 2013), in combination with previous and adequate site preparation (Querejeta *et al.*, 2008; Fonseca *et al.*, 2011; Prévosto *et al.*, 2011) and plantation date (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2014). Thus, proper watering, mulching, and maintenance (Oliet and Jacobs, 2012; Jiménez *et al.*, 2016) during the first years after planting might ensure the establishment and success of the plantation.

3.5. Conclusion

We have confirmed the utility of SDMs in future afforestation programs to assess areas suitable for plantations and to select the optimal planted species. Plantations located in areas with an optimal probability of occurrence present higher survival rates, though the predicted survival rates for both species tested here -*Q. ilex* and *P. halepensis* - were generally relatively low. We recommend the use of SDMs as a preliminary step in future plantation programs to assess whether each planted species is within the distribution of its potential occurrence. We found that >70% of plantation sites, for both tested species, were outside the optimal potential distribution of the species; a percentage that was forecasted to increase under future climate scenarios. Other factors, such as those related to site management, that might influence the survival rate and the establishment of new forest plantations should be considered in future studies in addition to the environmental factors tested in this research. Our results will be useful in evaluating the development and maintenance of past plantation programs.

**CAPÍTULO 4. CARBON SEQUESTRATION IN CAROB
(*Ceratonia siliqua* L.) PLANTATIONS UNDER THE EU
AFFORESTATION PROGRAM IN SOUTH SPAIN USING
LOW DENSITY ALS DATA**

4. CARBON SEQUESTRATION IN CAROB (*Ceratoniasiliqua* L.) PLANTATIONS UNDER THE EU AFFORESTATION PROGRAM IN SOUTH SPAIN USING LOW DENSITY ALS DATA

Abstract

Climate change is the greatest environmental challenge facing humanity today and thus attracted the interest of researchers worldwide. In this context, planting trees on marginal agricultural land is considered a favourable measure to alleviate climate change as they act as carbon sinks. Aerial laser scanning (ALS) data is an emerging technology for the quantification of C stocks. In this study, an estimate is made of the gains in C in biomass and soil in carob (*Ceratonia siliqua* L.) plantations established in agricultural land in southern Spain. The average above ground biomass corresponded to 85,5% of the total biomass (average 34,01 kg tree⁻¹), and root was 14,5% (6,96 kg tree⁻¹), with a BGB/AGB ratio of 0,20. The total SOC stock in the top 20 cm of the soil (SOC-S₂₀) was 60,70 Mg C ha⁻¹ under tree crown and 43,63 Mg C ha⁻¹ on non-cover (implantation) area for the *C. siliqua* plantations. The allometric equations correlating biomass fractions with the *dbh* and *H_t* as independent variable showed adequate fit for foliage (W_f , $R^2_{adj}=0,70$), whereas the fits were weaker for the rest of the fractions ($R^2_{adj}<0,60$). The individual trees were detected using the colour orthophotography and tree height was estimated from 140 crowns previously delineated using the 95th percentile ALS-metric. The precision of the adjusted models was verified by plotting correlation between LiDAR-predicted height (H_L) and field data ($R^2_{adj}=0,80$; RMSE= 0,53 m). Following the selection of the independent variable data, a linear regression model was selected for *dbh* estimation ($R^2_{adj}=0,64$) and a potential regression model was selected for SOC ($R^2_{adj}=0,81$). Using the segmentation process, a total of 8324 trees were delineated in the study area, with an average height of 3,81 m. Biomass C stock, including both above and below ground biomass, was 4,30 Mg C ha⁻¹ (50,67 kg tree⁻¹) and SOC_{20-S} was 37,45 Mg C ha⁻¹. The carbon accumulation rate in the biomass was 1,94 kg C tree⁻¹ yr⁻¹ for the plantation period. The total C stock (W-S and SOC_{20-S}) reached 41,75 Mg ha⁻¹, and a total value of 4,091,5 Mg C for the whole plantation. Based on the tree cartography and these models, the distribution maps with predicted values of C stocks in the planted area show a mosaic of C stock patterns in the carob tree plantation.

Keywords: forest plantations, agricultural land, biomass, soil carbon sequestration; allometric equations. LiDAR.

4.1. Introduction

Based on FAO statistics, forests covered an estimated area of 3,999 million ha in 2015 or about 31% of global land area. A further 1,204 million ha are covered by other wooded land (Keenan, 2015). Europe (including the Russian Federation) accounts for approximately 25% of the forests, so is the largest forest geographical region in the world (Keenan, 2015). Additionally, global planted forest area increased from 167,5 million ha to 277,9 million ha in the period 1990 to 2015 with the increase varying by region and climate domain. An estimated 56 % of planted forests area in 2015 was in the temperate zone (Payn *et al.*, 2015).

Forest ecosystems play an important role in reducing the greenhouse effect by storing atmospheric carbon dioxide as biomass (Lorenz and Lal, 2010). Le Quéré *et al.* (2018) estimated that the global terrestrial CO₂ sink is $2,7 \pm 0,9$ Pg C year⁻¹. Other studies such as Pan *et al.* (2011) estimated the total C sink in established forests in $2,4 \pm 0,4$ Pg C year⁻¹ for the period 1990–2007. On the other hand, Federici *et al.* (2015) estimated that forest land was a net source of CO₂ emissions of 0,40 PgC year⁻¹ in the period 1991–2015, mainly due to deforestation and forest degradation. After considering these results and those of other authors (Houghton, 2005; Le Quéré *et al.*, 2009, 2018), significant uncertainties in carbon sinks exist related to imprecise estimates of biomass in forest systems. Forest plantations are recognized as part of the strategy to mitigate greenhouse gas emissions (Calfapietra *et al.*, 2015). Conversion to forest land through planting of trees (afforestation/reforestation) is a forestry activity that has an effect on climate change mitigation and is defined in the Kyoto Protocol as one activity that can be accounted for to fulfil national commitments (Reyer *et al.*, 2009).

Since 1990, the EU afforestation actions had a significant boost inside the Common Agricultural Policy. The EU has supported afforestation on agricultural land since 1992 (Council Regulation 2080/92), returning non-productive cultivated lands to forests. In 2000, the objective of extending woodland areas was integrated into the support for Rural Development (Council Regulation 1257/1999). The EU afforestation policies had an enormous impact on Spanish afforestation dynamics (Vadell *et al.*, 2016). The afforested land during the period 1993–1999 reached 460,000 ha and was undertaken by private landowners using *Quercus* as the major tree species. Furthermore, between 2000 and 2006, a total area of 208,000 ha was afforested. The impact of this afforestation programme was uneven throughout Spain (Vadell *et al.*, 2016). However, the large-scale implementation of the EU afforestation program will lead to extensive new forests and ultimately contribute to providing a great range of ecosystems services such as fruit and wood production, erosion and desertification control, a contribution to the regional carbon cycle and

reduction of atmospheric CO₂ in the long run (Henders *et al.*, 2015). A good example of the EU afforestation program may be observed in Andalusia region (South Spain), where about 137,455ha of agricultural land have been afforested (1993-2006) mainly using Mediterranean *Quercus* species (*Q. ilex* L., *Q. suber* L., 59%), wild olive (*Olea europea* L. var. *sylvestris* Brot, 15,37%), carob tree (*Ceratonia siliqua* L, 10,24%), and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill, 9,5%) (MAPA, 2006; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2009; Jimenez and Navarro, 2014). In particular, carob tree species are located in Andalusia with a total of 14,075 ha, mainly in the interior of Eastern Andalusia. In quantitative terms, Muñoz-Rojas *et al.* (2011) estimated an increase of 17, 24 Mg in the total vegetation C stock in Andalusia between 1956 and 2007, mainly due to afforestation and intensification of agriculture.

Forest plantations have a high carbon uptake potential, especially concerning their contribution to soil carbon accumulation in abandoned agricultural lands (Laganiéret *et al.*, 2010; Calfapietra *et al.*, 2015). Some authors confirmed an increase in soil organic C (SOC) after plantation in Mediterranean environments (Fernandez-Ondoño *et al.*, 2010; Muñoz-Rojas *et al.* 2015). More generally, recent studies indicated that agricultural abandonment may be an important and low-cost strategy for mitigation of climate change due to the vegetation recovery and increase in soil organic matter (Lasanta *et al.*, 2015; Nadal-Romero, 2016; Novara *et al.*, 2017; Lara *et al.*, 2020). The importance of accurate estimation of C sinks on those plantations, with different species and management systems, may contribute to a better understanding of the contribution of planted forests to the global C cycle (Köhl *et al.*, 2015). Additionally, the estimation of C in afforestation programs needs the use of new species-specific methodological approaches and high-resolution regional cartography that contribute to improving the transparency and accuracy of C sink accounting (Henry *et al.*, 2011; de Miguel *et al.*, 2014).

Carbon estimations by direct methods are complex, time-consuming and costly, so, alternatively, indirect techniques based on models combined with remote sensing data have been developed (Ruiz-Peinado *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2020). The most common and well-known approach is to fit tree allometric equations based on forest inventory data (Henry *et al.*, 2013; de Miguel *et al.*, 2014) and more recently the use of remote-sensing techniques (Rodríguez-Veiga *et al.*, 2017). In the last decade, the use of airborne laser scanning (ALS) data has provided high precision dasometric information on forest stands improving above ground biomass (AGB) (Knapp *et al.*, 2018). Many studies have provided methodologies to integrate tree allometric models with LiDAR data to estimate C stock of forest plantations (e.g., Navarro-Cerrillo *et al.*, 2017, 2018; Navarrete *et al.*, 2019; Lara *et al.*, 2020). However, despite these recent contributions, there is still a gap of

knowledge about the estimation of biomass accumulation and carbon sequestration at species-specific scale for afforestation activities in Mediterranean environments. Here, we combined tree crown segmentation based on low-density ALS data (0,5 points m⁻²) and allometric models to estimate the overall biomass (above and below ground, AGB and BGB) and SOC in a 14-year-old carob (*Ceratonia siliqua* L) plantation in former agricultural land. The specific goals of this study were: i) to determine robust allometric models to estimate overall C biomass and SOC stocks based on tree height and diameter from field data; ii) to use low density ALS-derived individual tree measurements to segment individual tree crown and assess tree height in the carob afforestation studied, iii) to quantify dbh and SOC for individual trees using LiDAR-derived individual tree height, since dbh is the most reliable variable for biomass estimation; and iv) to estimate and map the total C stocks at the total carob afforestation. Our study provides a valuable statistical and methodological framework to use allometric models and low-density ALS data for monitoring purposes of C stocks in forest plantations on agricultural lands. This is crucial information to assess environmental services related to climate change mitigation through CO₂ fixation. The methodology covers the need for a consistent, affordable and operational methodological framework using freeALS data with application from local to regional scales.

4.2. Materials and Methods

4.2.1. Site description

The study area is located in Lebrija (36°50'26, 13" N–5°55'46, 93" W, 37 m.a.s.l., Seville, South Spain), a private planted forest established under the EU afforestation scheme. The study area falls into a semi-humid Mediterranean climate region with an average annual temperature of 17,6 °C, and hot-dry summers (25,2 °C, July) and warm-humid winters (10,5 °C, January). The annual mean precipitation is 595 mm. The study area is 28,5 ha and is covered with a carob tree plantation. The topography of the plantation is smooth. The colour of the studied soil was brown (10YR 5/2(d) and 10YR 4/1 (w), an indicator of young soils with presence of carbonates (IGME, 1977). The parent material is of colluvial-alluvial origin, originating a Calcic Fluvisol/Calcaric Regosol (FAO, 2015). According to data from REDIAM (Andalusian Environmental Information Network), the soils are characterized by a pH (H₂O) ranging between 7 to 7,5, with low organic matter content (2-2,5%), low nitrogen content (0,1-0,15%) and a texture from clay-to-clay loam. The natural vegetation consists of a mixture of evergreen shrubs (“mancha”) dominated by *Quercus coccifera* L. *Ceratonia*

siliqua L., *Arbutus unedo* L., *Cistus laurifolius* L., *Pistacia lentiscus* L., and *Myrtus communis* L.) varying greatly in both horizontal and vertical dimensions.

The carob tree plantation was established in 1994 (it was 26 years old at the time of our last measurements, 2020) in a 5 m × 6 m pattern, equivalent to a density of 330 trees ha⁻¹ of *C. siliqua* (Table 6), on 28,5 ha of former agricultural land. This land was previously used for crop production until it was afforested as part of the EU afforestation scheme. The planting was performed in two passes, using disc harrows drawn by a 70-hp farm tractor to remove shrub vegetation (20 cm depth) followed by linear subsoiling with a shank (40 cm depth) along the planting line. To control the spontaneous vegetation, tillage was performed every year. The plantation was occasionally irrigated (first and second year after establishment) and pruned (between ten and fifteen years) but never harvested or fertilised.

Our study used several datasets and required the development of remote-sensing indices and data analysis procedures. Therefore, a flow chart outlining the steps and relationships of each process is provided in Figure 10.

422 Sampling and biomass equations

The estimates for the biomass and stored carbon followed the methods used in previous studies for the same authors (Lara *et al.*, 2020) according to general standard methodologies (Shi and Liu, 2017). In July 2006, an extensive field survey was performed by the University of Córdoba to obtain allometric equations of four tree species used in afforestation in Andalusia. In this study, 9 carob tree plots were selected and characterized. The selected plot covers a total area of 9000 m² (10 x 10 m) of regular plantation, with an average slope of 20%, in which all the selected trees were measured. In each plot, diameter at breast height (1,3 m above ground level, *dbh*, cm), diameter at the base of the trunk (*db*, cm), and tree height (*H_t*, cm) of all trees were measured with a Vertex III hypsometer (Haglöf, Sweden). Forty trees, 4 to 5 per plot with diameters between 5 and 20,5 cm, were chosen and logged for biomass determination, using the segmenting method considering fractions: stem, branches, foliage, and root. Root samples were obtained by total excavation of the trees, extending gradually out from the trunk and downwards to bedrock until no more roots were visible. At the tree base and at *dbh*, two 2-cm-thick discs were extracted, which were weighed fresh (with bark) in the field. Branch biomass was assessed on the basis of the fresh to dry weight ratio, which was estimated for branches selected from three segments of the tree crown that were later oven dried. The sample branches from each tree were also used to estimate the foliage

biomass. Those subsamples were taken to the laboratory and oven-dried to constant weight at 103°C to estimate the dry matter content (W, kg). Dry weight of every sample was determined, and then it was mechanically ground to pass through a 0,5 mm mesh screen. The aboveground biomass (W_a) was represented by the sum of the stem, branches, and foliage. The total biomass (W_t) was represented by the sum of W_a and the belowground dry weight biomass (W_b). Individual models selected for each biomass component were fitted and then, simultaneously using the additive system of equations based Nonlinear Seemingly Unrelated Regression (NSUR) (Parresol 2001; Hyrigoren *et al.*, 2021).

The powder samples of tree components were analyzed for the C concentrations using a NIR macro elemental analyzer (Eurovector EA 3000) according to the Dumas method by combustion processes. The obtained conversion factor was 0,487, very close to that established by the IPCC (1996) standards (0,5). The total carbon content from the tree biomass reservoir was estimated by adding together the above and belowground biomass, and dry biomass components were converted to C stocks using the 48,7% C fraction determined previously.

423 Soil sampling

In January 2020, a new field survey was performed in the study area to obtain tree measurements and soil samples. In this survey, 210 carob trees were randomly selected and characterized. In each tree, diameter at breast height (dbh , cm) and tree height (H_t , cm) of all trees were measured (Table 6). A sub-meter global satellite receiver (Leica Zeno 20 GIS, Leica Geosystems, Switzerland) was used to survey tree samples and overtopped trees were excluded from our analysis (Figure 10).

From this sample, ten trees were selected to obtain soil samples according to the representative soil-forming factors for the study area (e.g., an average parental material, vegetation, and topographic conditions, and with sufficient internal variability microtopography to collect the condition variation of the whole plantation factors). Soil samples were collected in the first 20 cm from the soil surface using a soil scorer with 8 cm of diameter and no surface litter was included. At this depth, effects of the roots on the soil organic carbon content are considered. The mineral topsoil layer (0–20 cm) is the main area of interest in spatial inventories of SOC given Kyoto report requirements (Chiti *et al.*, 2010). Soil samples per tree were taken at two different distances away from the trunk and perpendicular to the plantation line. Three subsamples were taken at each point. The first three samples were taken close to each other at a distance of one meter away from the trunk and under the tree canopy influence and the next three samples

were sampled at two meters away from the trunk and in the same way as the previous ones. Also, an agricultural reference soil was sampled. These samples were used to assess soil organic carbon content. Soil samples were air-dried at room temperature (25 °C) and were then sieved (mesh size 2 mm) to remove coarse living roots and gravel. Bulk density (BD) in the soil sampled points was estimated as follows (Post and Kwon, 2000) (g cm⁻³):

$$BD = \frac{100}{\frac{\%OM}{0.244} + \frac{100-\%OM}{1.64}}$$

Where OM (soil Organic Matter) was obtained with the expression %OM= %SOC*1,724; we used a typical value of 1,64 for mineral bulk density (Mann, 1986).

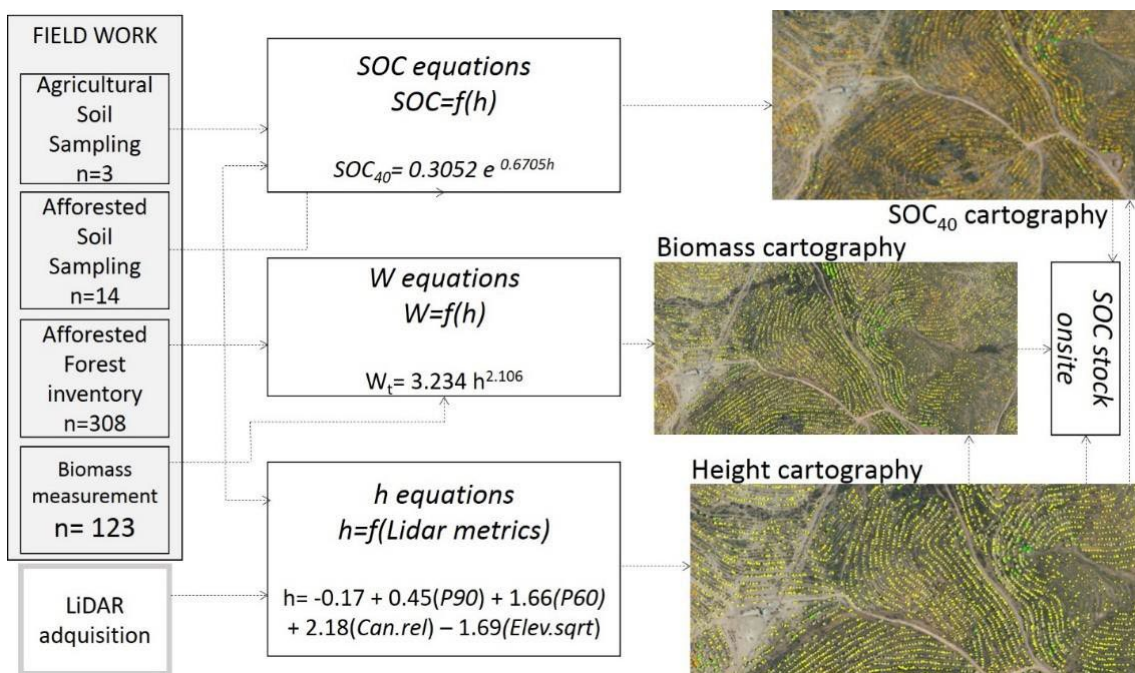


Figure10. Flowchart describing the methodological steps of C stock estimation in a *Ceratonia siliqua* plantation in Southeastern Andalusia using field and aerial laser scanning (ALS) data.

Table6. Silvicultural characteristics, biomass (kg tree⁻¹) and soil organic carbon stocks (Mg ha⁻¹) of *Ceratonia siliqua* plantation established under the EU afforestation scheme in Andalusia (Seville, southern Spain).

Silvicultural description	
Surface	28,5
Age (years)	26
D (trees ha ⁻¹)	293
H (m)	4,29 (0,15)
dbh(cm)	12,83 (0,82)
G (m ² ha ⁻¹)	7,39 (0,61)
Biomass (kg tree⁻¹)	
Foliage	5,35 (0,27)
Branches	14,53 (1,07)
Stems	9,52 (1,06)
Roots	17,06 (1,45)
Biomass stock (Wt)	46,48 (3,75)
Soil organic carbon (Mg ha⁻¹)	
SOC _{20-S} under tree crown	58,91 (7,85)
SOC _{20-S} on non-covered areas	37,72 (3,42)
SOC _{20-S} on agricultural reference soil	23,16 (2,03)

Variables and abbreviations: stem density (D, trees ha⁻¹); height (H, m); diameter at breast height (dbh, cm); basal area (G, m² ha⁻¹), Biomass C stock (Wt, Mg C ha⁻¹) and Soil Organic Carbon stock (SOC_{depth-S}, Mg C ha⁻¹). Values are means ± SE.

The organic carbon content of the soil fine fraction was determined by oxidation with K₂Cr₂O₇ in an acidified medium with H₂SO₄(96%) using the method described by Sims and Haby (1971). The total SOC (Mg ha⁻¹) stock within a certain soil layer was calculated according to the following adapted equation (Abebe *et al.*, 2020):

$$SOC \text{ stock (Mg Cha}^{-1}\text{)} = BD \times SOC \times dh$$

Where pb= bulk density of the soil (g/cm³), dh = thickness in cm of the horizon analyzed, SOC= Soil organic carbon concentration as a percentage of soil weight.

424. ALS data and height data processing

Low density ALS data (0,5 points m⁻²) were acquired during 2014 and provided by the PNOA. The ALS survey was conducted using an airborne Leica ALS60 discrete return sensor. A total of 1,55 Gb large of ALS data were provided and captured in 2009 and were delivered in three 2 km × 2 km tiles (ranging from 86 Mb to 136 Mb) of raw data points in a ASPRS laser LAS binary file, format v. 1,1, containing x- and y-coordinates (UTM Zone 30 ETRS 1989), ellipsoidal elevation Z, with up to four returns measured per pulse and intensity values from a 1064-nm wavelength laser. The resulting ALS point density of the test areas was 0,5-point m⁻² with a vertical accuracy higher than 0,20 m, and the flight parameters were a scan frequency of 45 Hz and a FOV of 50°. The reference system is the European Terrestrial Reference System 89 (ETRS89), and the coordinate system is UTM for the thirtieth time zone.

Before ALS data processing, automated crown tree detection was performed using high-resolution aerial colour panchromatic images (1:10000 scales, 0,5 m pixel, Junta de Andalucía, 2016). A photogrammetric stereo-measurement of tree crowns was performed using DPW (Hyundai IT W220S stereo-monitor) with the PHOTOMOD Lite 4,4 photogrammetric software and Global Mapper v11,01 software (Balenović *et al.*, 2015). Tree segments were manually checked by an experienced observer to eliminate potential errors and verify the quality of the segmentation process.

Afterwards, the Digital Vegetation Model (DVM) was generated for the study area from the ALS data, but due to the low density of points and the reduced size of the trees, a gap filling algorithm was performed to have the Canopy Height Model (CHM) using LAStools software (Rapidlasso GmbH, 2013). In this study, 43 metrics were obtained by “GridMetrics” command implemented in FUSION and lidR package v2,0,0 (McGaughey, 2008, R Development Core Team 2018). All returns above 0,5 m were detected and the perimeter of each tree crown defined considering that high laser values in a spatial neighbourhood represent the tip of a tree crown (95th percentile) (Mielcarek *et al.*, 2018). The time delay between the ALS data (2014) acquisition and the field data collection (i.e., 2020, 6 years) was not considered a significant source of error due to the management practices (e.g., pruning) which reduce height growth in adult trees. In a subset of data (N=140), relationship among LiDAR percentiles height and individual tree height was determined using linear regression analysis. For further details of the procedure used to obtain such ALS metrics and models see Lara *et al.* (2020).

425. Relationship between ALS-height and dbh and SOC

Regression models were used to develop equations relating ALS-height as independent variable and dbh of individual trees and SOC. The coefficient of determination R^2 was calculated as a measure of the goodness of fit of the prediction model. R software, version 4,0,3 was used including *ggplot2* package.

426. Cartography of C stocks

A C stock map of the carob tree plantations in the studied location was generated. Height of all trees was obtained using the ALS data (H_L) based on tree crown binarization/segmentation. Once the H_L of each tree had been calculated, the allometric models considering H_L as an independent variable were used to estimate dbh (dbh_L) and SOC. The dbh_L were included in the equations to predict the total biomass of the trees. Both, SOC and biomass models, were applied at the tree scale (8,323 trees) to generate two C stock maps - Wt-S, and Wt-S + SOC-S₂₀. The overall C (Mg C ha⁻¹) presented in the tree biomass was calculated by adding all the tree individual values. Overall SOC presented in the afforestation was obtained, and the ratios biomass:SOC C stocks were calculated for the 26-year period.

427. Statistical analysis

Normality and homoscedasticity were analyzed by Kolmogorov and Levene tests ($P>0,05$). All data were log transformed when necessary to meet the assumption of normality. Results in the tables are shown as means with their standard errors for the untransformed variables.

Individual models selected for each biomass component were fitted simultaneously using the additive system of equations based on Nonlinear Seemingly Unrelated Regression (NSUR) to ensure compatibility between the total biomass and the sum of the fractions (Parresol 2001; Hyrigoren *et al.*, 2021). The Proc sql program of SAS (SAS Institute 2004) was used to perform the routine. The characteristic heteroscedasticity of the biomass data was evaluated with the White test (SAS Institute 2004) and was corrected with a residual variance power function as the weighting factor. The accuracy and precision of the models were evaluated by graphical and numerical analysis of residuals. Relationships among individual ALS tree height (H_L) with field height (N=140), dbh (N=140) and SOC (N=10) were determined using linear, exponential, power and logarithmic regressions models. The statistical criteria for selecting the best model were the adjusted coefficient of determination (R^2_{adj}), the root-mean-square error (RMSE) and the Durbin–Watson test (White, 1992). All statistical analyses were based on a significance level of

$P < 0,05$. We performed all analyses with R software, version 4,0,3 and SAS statistical software (SAS Institute 2012) was used for fitting the weighted nonlinear systems of equations using *NSUR*.

4.3. Results

431. Biomass and SOC values

Tree biomass values for carob trees and fractions are presented in Table 6. The order in biomass of the different fractions was root>branches>stem>foliage. The average above ground biomass corresponded to 85,5% of the total biomass (average 34,01 kg tree⁻¹); for foliage, branches, stems and roots, the averages were 5,35, 14,53, 9,52 and 17,06%, respectively, with a BGB/AGB ratio of 0,20.

The total SOC stock in the top 20 cm of the soil (SOC-S₂₀) was 58,91 Mg C ha⁻¹ under tree crown and 37,72 Mg C ha⁻¹ on non-cover (implantation) area for the *C. siliqua* plantations. The agricultural soil used as reference had a SOC-S₂₀ of 23.16 Mg C ha⁻¹ (Table 6).

432. The biomass allometric equations

Table 7 shows the allometric equations using *NSUR* functions correlating biomass fractions with the *dbh* and *H_t* as independent variable. In all cases, an exponential trend was observed. The graphs of the residuals weighting did not show any trend or heteroscedasticity (data no included). All parameters were significant at the 95% confidence level. The best *NSUR* generic equations for estimation of biomass showed adequate fit for foliage (W_f , $R^2_{adj}=0,70$), whereas the fits were weaker for the rest of the fractions ($R^2_{adj}<0,60$; Table 7).

Table7. Allometric equations for tree biomass estimation (g) for *Ceratonia siliqua* plantation in Andalusia using nonlinear seemingly unrelated regressions (NSUR) (South Spain).

Fraction	Model	RMSE	R ² _{adj}	P-value
Foliage	$W_f = e^{(5.2047+0,9515\ln D+1,4302\ln H)}$	2224,71	0,708	<0,001
Branches	$W_b = 271,3179 e^{(0,0848DH)}$	13,23	0,517	<0,001
Stems	$W_s = e^{(0.0600DH)}$	3365,97	0,611	<0,001
Roots	$W_r = 2148,622e^{0,0423DH}$	9694,12	0,609	<0,001
Overall	$\sum W_i$	25,99	0,658	<0,001

Independent variables (Ht=total height, m, D=dbh, cm). Adjusted coefficient of determination (R²_{adj}), Root Mean Square Error (RMSE, g), and P-value.

433. Height estimation based on ALS metrics

The individual trees were detected using the colour orthophotography (Figure 11), according to a supervised maximum likelihood classification of three classes (soil, shadow, and vegetation). A total of 140 individual trees were detected using colour orthophotography (Figure 11), based on photogrammetric stereo-measurements of tree crowns. Tree height was estimated using the 95th percentile ALS-metric. The precision of the adjusted models was verified by plotting correlation between LiDAR-predicted height (H_L) and field data ($N=70$) ($R^2_{adj}=0,80$; $RMSE= 0,53$ m).

434. The dbh and SOC allometric equations based on ALS height

The dbh and SOC model with ALS height (H_L) as independent variable were fitted (Table 8). A linear regression was selected dbh estimation ($R^2_{adj}=0,64$, $DW=1,47$), and the best SOC estimation was obtained using a potential regression model ($R^2_{adj}=0,81$, $DW=2,19$).

Table8. Allometric equations used to estimate the dbh (cm) and SOC content ($kg\ m^{-2}$) (SOC_{20} , 0–20 cm) for the *Ceratonia siliqua* plantation (South Spain).

Variable	Model	Adjusted R^2	F	P-Value	P-DW
Dbh	$dbh = -2,0788 + 3,6730 H_L$	0,649	47,27	<0,001	1,475
SOC_{20}	$SOC_{20} = 1,1458 + H_L^{2.5639}$	0,813	109,7	<0,001	2,19

Independent variables (H_L =ALS derived height, m). Adjusted determination coefficient (R^2_{adj}), P-value, F, Durbin-Watson test for residuals autocorrelation (DW).

435. C stock estimation and cartography from ALS data

Using the segmentation process, a total of 8324 trees were delineated in the study area, with an average height of 3,81 m. A regression model was selected to spatially estimate the C stocks for the study area ($Wt-S$ and SOC_{20-S} , Table 8).

Biomass C stock, including both above and below ground biomass, was $4,30\ Mg\ C\ ha^{-1}$ ($50,67\ kg\ tree^{-1}$) and weighted SOC_{20-S} was $41,51\ Mg\ C\ ha^{-1}$, with a total C stock ($W-S$ and SOC_{20-S}) of $45,81\ Mg\ ha^{-1}$, (Table 9). The overall carbon accumulation rate was $1,76\ Mg\ C\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ for the plantation period, and regarding the reference agricultural soil the carbon accumulation rate was $0,87\ Mg\ C\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ for the plantation period. The total C stock ($W-S$ and SOC_{20-S}) for the whole plantation (28,5 ha) reached a value of $1,305,70\ Mg\ C$ for the whole plantation (Table 9). Based on the tree cartography and these models, the distribution maps with predicted values of C stocks in the planted area show a mosaic of C stock patterns in the carob tree plantation (Figure 11).

Table9. Silvicultural characteristics, biomass and soil organic carbon stocks (Mg ha^{-1}) of *Ceratonia siliqua* plantation derived from low-density ALS in Andalusia (Sevilla, southern Spain).

Height (m)	Dbh (cm)	Biomass C stock (Mg ha^{-1})	SOC _{20-S} (Mg ha^{-1}) under crown(17,91%)	SOC Stock in Inter-Plantation (Mg ha^{-1}) (82,09%)	SOC Stock in Plantation (Mg ha^{-1})	Total C Stock in Forest Plantation (Mg)
3,81	11,92	4,30	10,55	30,96	41,51	1305,70

Overall biomass (W_t , Mg C ha^{-1}) and Soil Organic Carbon stock (0-20 cm layer, SOC_{20-S}, Mg C ha^{-1}) in the forest plantation (98 ha). Proportional distribution of SOC values in line and interline tree plantation.

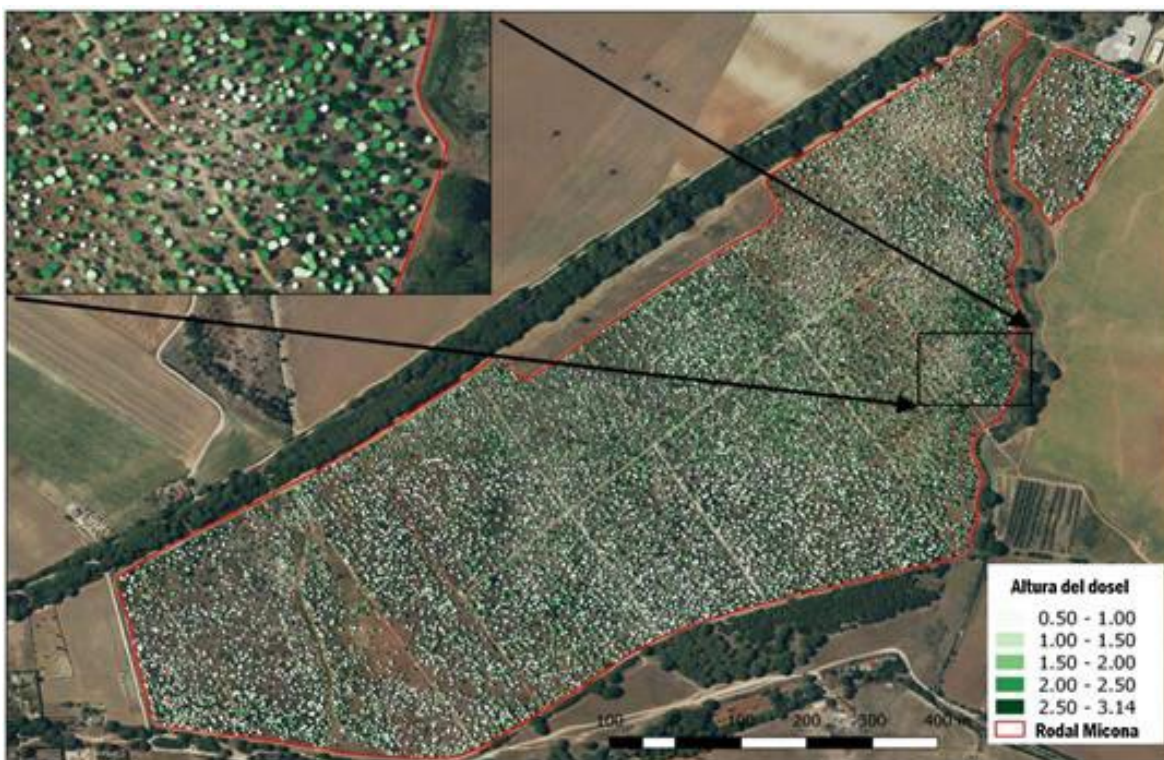


Figure11. Cartography of individual tree height in the *Ceratonia siliqua-Quercus ilex* plantation at Puerto Real (Cadiz, Southwestern Spain).

4.4. Discussion

In this study, we estimate overall biomass C and SOC stocks in a *Ceratonia siliqua* afforestation using field and low-density ALS point cloud data. Mean canopy height was selected as a predictor variable for biomass and SOC individual tree estimation and its subsequent mapping. A set of regression equations was used to predict biomass fraction and forest properties (dbh and SOC), and ALS individual canopy height was selected to estimate tree height. The combination of both models has allowed us to calculate the total C stock in the plantation accurately and at a lower cost than with field inventories.

4.4.1. Biomass and SOC values

Biomass is the most important indicator of the carbon sequestration capacity of forests; so, its calculation is essential to estimate forest carbon balance and dynamics. The average overall biomass C stock of the carob tree was 46,48 kg tree⁻¹, which is lower than the values reported for the species (natural and planted trees) for the same species (AGB=157 kg tree⁻¹, BGB= 170 kg tree⁻¹), but similar to those found for *Quercus* species in similar plantations (27,9 kg tree⁻¹ for holm oak and 41,1 kg tree⁻¹ for cork oak, Lara *et al.*, 2020). These discrepancies can be explained by the differences in tree size (dbh =12,83 cm and 19,0 cm, respectively, Ruiz Peinado *et al.*, 2012). Aboveground biomass represented the highest proportion of individual tree biomass (63,2%), which is similar to the results for *C. siliqua* in Spain (54,7%), but with a lower root: shoot ratio (0,58 and 0,80, respectively, Ruiz Peinado *et al.*, 2012). The lower proportion of belowground biomass of carob trees in this study may be related to the forest type. In plantations, root growth pattern is limited by seedling quality and root ability to explore the soil, sacrificing root growth for growth in height and an expanded crown area (Burdett *et al.*, 1983; Peman *et al.*, 2006). Also, most measures of root biomass are also usually neglected and probably underestimate this biomass fraction (Poorter *et al.*, 2012), although root pool contributes significantly to soil organic carbon fraction (Wang *et al.*, 2009).

Regarding the SOC-S, in our study SOC₂₀-S was 58,91 Mg ha⁻¹ under tree crown and 37,72 Mg ha⁻¹ in interplantation areas, with a weighted average of 41,51 Mg ha⁻¹, significantly higher than the values found in the reference agricultural soil (23,16 Mg ha⁻¹). Those values are also higher than those for other forest plantations (*Quercus ilex*-*Q. suber* plantation, SOC₄₀-S = 36,90 Mg ha⁻¹ under the tree crown and 29,26 Mg ha⁻¹ for the inter-planted area, Lara *et al.*, 2020) and mature semi-natural populations of *Quercus* species (*Q. suber*, SOC₅₀-S = 24,20 Mg ha⁻¹ (Howlett *et al.*, 2011)), *Q. pyrenaica*, SOC₂₀-S = 33 Mg ha⁻¹ (Fernandez Getino *et al.*, 2008; Turrión *et al.*, 2009). Many

studies consider the soil as the most important carbon pool in forest plantations; however, changes in soil carbon stocks among forest species used on plantations are not easy to assess due to differences in litter production, tree size, soil management, *etc.* resulting in different SOC values (Wiesmeier *et al.*, 2019).

442 Allometric equations for biomass estimation

A Nonlinear Seemingly Unrelated Regression (SUR) approach was used to fit the models relating biomass fractions with the *dbh* and H_t as independent variable from field inventory data and field-based estimates of biomass at tree scale (Parresol 2001). In carob tree, foliage and overall biomass correlated most strongly with height and *dbh* data ($R^2_{adj} > 0,65$), branches showed the weakest correlation ($R^2_{adj} = 0,51$), and the stem and root biomass model had a middle value ($R^2_{adj} \sim 0,60$). Carob tree is a very managed tree, which causes its crown to be altered by pruning, which significantly alters the allometry (Batlle and Tous, 1997), which is more relevant in accurately estimating the biomass of small trees. Although our results have lower adjusted models than previous studies (Ruiz Peinado *et al.*, 2012), we obtained accurate estimates for overall and fraction biomass, showing that *dbh* and *H* were useful parameters to estimate biomass in low-density *C. siliqua* plantations.

443 Allometric and SOC stock estimation from ALS data

In this study, we obtained carob tree height using a combination of segmentation and heights extracted from the raw CHM (ALS-data, 95th percentile). Colour orthophotos were used for the tree crown segmentation process based on simple raster classification (Wang *et al.*, 2019). However, it is difficult to conclude that colour orthophotography should be recommended for tree segmentation in forest areas due to limitations related to the use of specific algorithms for segmentation, species shape, and tree distribution (crown overlapping) (Zhen *et al.*, 2016).

Once the tree crown was delimited, ALS data were applied to height estimation. Low density ALS data (less than 1 point m^{-2}) has also been used to predict tree-size variables (e.g., *dbh* and height) at tree and stand scale with a good fit for predicting biomass (Guerra-Hernández *et al.* 2016; Castaño-Díaz *et al.*, 2017). Thus, a similar approach was used on this study to relate PNOA-ALS (0,5-point m^{-2}) height with field height on carob tree plantation. A regression model was generated to predict tree height based on ALS metrics (e.g., 95th percentile) in homogeneous carob tree plantations. Validation results ($R^2_{adj}=0,80$; RMSE= 0,53 m) are consistent with previous studies which have estimated the height in *Quercus* spp. plantations in the Mediterranean area, with similar

coefficient of determination (between 0,60 to 0,90, Surovy *et al.*, 2018; Lara *et al.*, 2020). However, LiDAR-derived tree heights are frequently underestimated (Ganz *et al.*, 2019). Potential sources of error in our study may be related to field measurement data (e.g., tree geolocation), and ALS data (e.g., time delay between ALS data acquisition and field measure). In this study, the individual tree geolocation process was conducted with low error (lower than 10 cm); thus, ALS point clouds corresponded exactly with the tree-size values obtained through the field inventories. Additionally, time delay between ALS acquisition and field measurement may have resulted in height detection errors due to the fact that the carob tree, as part of its growth form, produces many shoots in small trees (Batlle and Tous, 1997). However, although the temporal differences between ALS data and field tree heights (6 years), the height estimation was useful and reliable and also helped in the visual interpretation of trees.

Finally, two regression models between ALS-height data and dbh and SOC-S were generated (in concordance with results obtained in other studies (Castaño-Daz, *et al.*, 2017; Tojal *et al.*, 2019; Lara *et al.*, 2020). The best accuracies were obtained for linear (dbh, $R^2_{adj}=0,64$) and potential regression models (SOC, $R^2_{adj}=0,81$). To the best of our knowledge, no study has used height to estimate SOC for carob tree plantations. Our study shows that low density ALS data were sufficient for estimating forest inventory variables and SOC at the tree level for planted forests

444. C stock cartography

The establishment of tree plantations on former arable soils has contributed significantly to the process of soil C sequestration (Böttcher and Lindner, 2010). In this study, as a final product, the overall C stock (biomass and SOC) of the whole carob tree plantation was estimated at tree and plot scale. These plantations have shown a C sequestration capacity ($45,81 \text{ Mg ha}^{-1}$) as found for other forest plantations such as *Quercus ilex* and *Q. suber* in similar conditions ($46,47$ and $35,11 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectively) (Lara *et al.*, 2020), with an overall on-site C stock of $1,305,70 \text{ Mg}$ in the 26-year-old, 28,5-ha plantation. This difference may be associated with the higher capacity for soil organic carbon related to litter quality input and rate of decomposition (Kizildag *et al.*, 2014). When considering this overall C stock, we obtained a positive C biomass accumulation rate after establishment of $1,76 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ including SOC_{20} , and $0,871 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in comparison with the reference agricultural soil. These rates in C stocks agree with other studies showing higher C accumulation following reforestation (Lara *et al.*, 2020) with the C accumulation rate at between $0,90\text{--}1,22 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Poeplau and Don, 2013). The increase in on-site C stock in *C. siliqua* plantations was related to tree biomass and SOC accumulation under the tree crown,

highlighting the importance of low-density forest plantations for C sequestration in Mediterranean areas (Lara *et al.*, 2020). Additionally, the use of ALS data and a limited number of field measurements for C quantification allows the accurate mapping of C stock distribution at tree and plantation scale (Lara *et al.*, 2020).

C stock cartography shows the importance of forest plantations on abandoned agricultural land for C sequestration in the coming years. In this study, biomass C stock, including both above and below ground biomass, was 4,30 Mg C ha⁻¹ and SOC_{20-S} was 37,45 Mg C ha⁻¹, with a total C stock (W-S and SOC_{20-S}) of 41,75 Mg ha⁻¹. Those values show the potential contribution of low-density plantations of *C. siliqua* to C sequestration under adequate management practices as found in similar plantations in Mediterranean areas (del Río *et al.*, 2008; Lara *et al.*, 2020). Current and future EU rural development strategies should promote ecosystem services related to planted forests, with C sequestration being one of the most important (Burrascano *et al.*, 2016).

4.5. Conclusions

South Spain was one of the most important areas in the European Afforestation Scheme (1993-2008), with carob tree plantations covering more than 5000 ha, mostly on low quality agricultural land. This paper presents an individual tree-based approach for estimating C stock in carob trees by integrating several allometric equations, low-density ALS data and co-registered digital orthophoto imagery, making our approach a realistic alternative to traditional methods and allowing for a faster, lower cost and higher precision approach. The main limitation is related to ALS data quality and temporary updates, but more frequent (four-year frequency on Spain) low-density national ALS covers can help to minimise this limitation. The final maps of C stocks (biomass and SOC) are crucial for assessment of land use changes and greenhouse gas emission balances. However, few studies have mapped C stocks at Mediterranean forest plantations on agricultural lands in Europe (but see, Lara *et al.*, 2019) from LiDAR data. The development of C prediction models would be based on regional equations, opening many alternatives to ALS data to estimate C stock in Mediterranean forest plantations at an affordable cost and with good accuracy. This study has shown that the use of low-density ALS data at regional scale allows the use of generalized equations for predicting C stocks at homogenous species plantations based on allometric techniques. Additionally, ALS data allow producing high-resolution maps of on-site C stocks, which are essential for C-based silviculture and future monitoring in terms of C sequestration. The increase in National scale ALS systems' capabilities and cost reduction (e.g., open source data) have made it possible to have reliable operational methods for C stock inventories of tree plantations established on agricultural lands at regional scales.

CAPÍTULO 5. FRAGMENTATION PATTERNS OF AFFORESTATION IN AGRICULTURAL LANDS IN SOUTH SPAIN: A WAY TO IMPROVE LANDSCAPE CONNECTIVITY

5. FRAGMENTATION PATTERNS OF AFFORESTATION IN AGRICULTURAL LANDS IN SOUTH SPAIN: A WAY TO IMPROVE LANDSCAPE CONNECTIVITY

Abstract

Fragmentation of complex rural landscapes is considered one of the main research issues in landscape ecology. The aim of this study was to investigate the landscape fragmentation processes associated with afforestation in agricultural lands between 1990 and 2018 in two locations of southern Spain. Using the Andalusia Land Cover Databases (1990 and 2018), Patch Analyst-ARCGIS and Getis-Ord Gi analysis, fragmentation metrics were calculated to quantify changes on ecosystem connectivity. The most significant change observed from 1990 to 2018 was forest tree plantations in Andevalo (*Quercus ilex* and *Q. suber*, 22,314.60 ha) and Guadix (*Pinus halepensis*, 2,532.68 ha). It is also important to note the increase in other agricultural uses. These changes were mainly due to the conversion of *dehesas* and shrub land uses. Changes in fragmentation metrics reflected that the patch shape become “more complex” and landscape fragmentation increased as a consequence of afforestation. Areas of dominant land-use categories were penetrated by a large number of afforested plots in the period of the EU afforestation scheme (1993-2010). The RFI decreased between 1990 and 2018, with afforested areas showing the lowest values. On the basis of calculating fragmentation patterns, taking RFI as the basic fragmentation metric, analysis showed changes in the presence of hot and cold landscape fragmentation spots. Afforestation improved structural connectivity among natural vegetation patches. The changes in fragmentation and connectivity as a consequence of afforestation in agricultural lands showed there was distinctly positive relationships among afforestation and landscape functions.

Keywords: Planted forests, forest fragmentation process, landscape metrics, Mediterranean ecosystem, GIS

5.1. Introduction

Mediterranean agricultural land is dominated by so-called anthropogenic mosaic landscapes (Jomaa *et al.*, 2008) with the inclusion of natural and semi-natural systems such as shrub lands, pastures, and woods connected to each other with agricultural crops (Lasanta *et al.*, 2006). Landscape fragmentation leads to the gradual division of a large habitat or ecosystem into smaller and more isolated areas (patches) influencing biodiversity, ecosystem cycles, and species migration and colonization potential at landscape level (Ahlgvist and Shortridge, 2010; Ibáñez *et al.*, 2014). Mediterranean landscapes are already naturally characterized by strong fragmentation, but these processes have been altered by other activities such as the abandonment of traditional uses, the intensification-extensification processes of agriculture, or forest management (e.g., reforestation and natural expansion of forests) (De Montis *et al.*, 2017).

The UE afforestation policies had an enormous impact on Spanish afforestation dynamics (Vadell *et al.*, 2016). Between 1993 and 2006, a total area of 876,000 ha was afforested by private landowners using *Quercus* as the major tree species. The implementation of this afforestation program has led to an extensive new forest area and ultimately contributes to modified fragmentation patterns. Afforestation alters the landscape pattern by introducing new forest patches and expanding the new patches to a large scale and connecting with other forest patches (Li *et al.*, 2017). The result of afforestation at landscape scale is a decrease in the number of smaller areas, changes in the distance between patches of the same type, and other metrics characteristics related to the link among various habitat types. Through those processes, afforestation widely influences landscape diversity and forest fragmentation which can contribute to creating and maintaining connectivity and ecological processes (García-Feced *et al.*, 2011). However, quantifying the effect of afforestation on landscape fragmentation is of current research interest (Kemppinen *et al.*, 2020). Several landscape-ecological indices have been used to define spatial heterogeneity that can be integrated using GIS (McGarigal *et al.*, 2005; Larrey-Lassalle *et al.*, 2018). Based on differences in size and shape of afforestation units, different characteristics in landscape fragmentation and connectivity processes are expected between plantations and previous land uses. A better understanding of those changes in spatial heterogeneity may help reveal the interactions between fragmentation and restoration processes to prevent habitat degradation (Perkl, 2016). However, there has been relatively little research into the impact of afforestation of agricultural lands on the spatial processes of landscape recovery and connectivity under Mediterranean agricultural landscapes (Palmero-Iñiesta *et al.*, 2020).

Thus, we used the Andalusia Land Cover Database (1993 and 2018) to quantify the fragmentation process related to the EU afforestation scheme in southern Spain and the impact of the newly gained forest patches on connectivity processes by calculating landscape ecological metrics. It aims particularly to answer the following questions: i) how did the landscape fragmentation indices change after afforestation? (ii) have new forest fragments contributed to the connectivity among land use types? We expect to consolidate the effectiveness of afforestation programs to improve landscape stability on agricultural lands, and to provide decision support to forest managers for landscape restoration.

5.2. Materials and Methods

5.2.1. Study area

The study was conducted in two regions of Andalusia, Guadix Basin and Andevalo, located in southern Spain (Fig. 12). The Guadix-Baza Basin is a high, quasi-subdesert plateau covering an area of about 50,995 ha within the central sector of the Betic Cordillera (south-eastern Spain, 37°21'00"N 3°11'00"W, 915 m.a.s.l.), with a landscape composed of adjacent plains and rolling areas dominated by *bad land* topography. This region has a meso-Mediterranean bioclimatic level (13°-17°C, <350 mm), and the dominant plant association is semiarid meso-Mediterranean *Quercus coccifera* L forests (the Kermes oak) including various hawthorns and coniferous species. The Guadix Basin sedimentary infill includes marine sedimentation. Andevalo occupies an area of about 4,995 ha, in the province of Huelva (south-western Spain, 37° 6' N, 7° 2' W, 100–600 m.a.s.l., Fig.12). The climate is Mediterranean, with hot dry summers and moderately wet cool winters, characterised by mean annual temperatures of between 17 to 19°C, with a mean annual precipitation ranging between 400-600 mm year⁻¹. The dominant plant association is semi humid Mediterranean *Quercus ilex* L. forests (Holm oak) including *Quercus suber* L. and other trees and shrub species. In both regions, land-use has changed considerably in the agricultural area, particularly since 1993, due to the EU afforestation programme, in a landscape dominated by agricultural practices (e.g., grazing, cultivation of olive and almond groves, and crops).

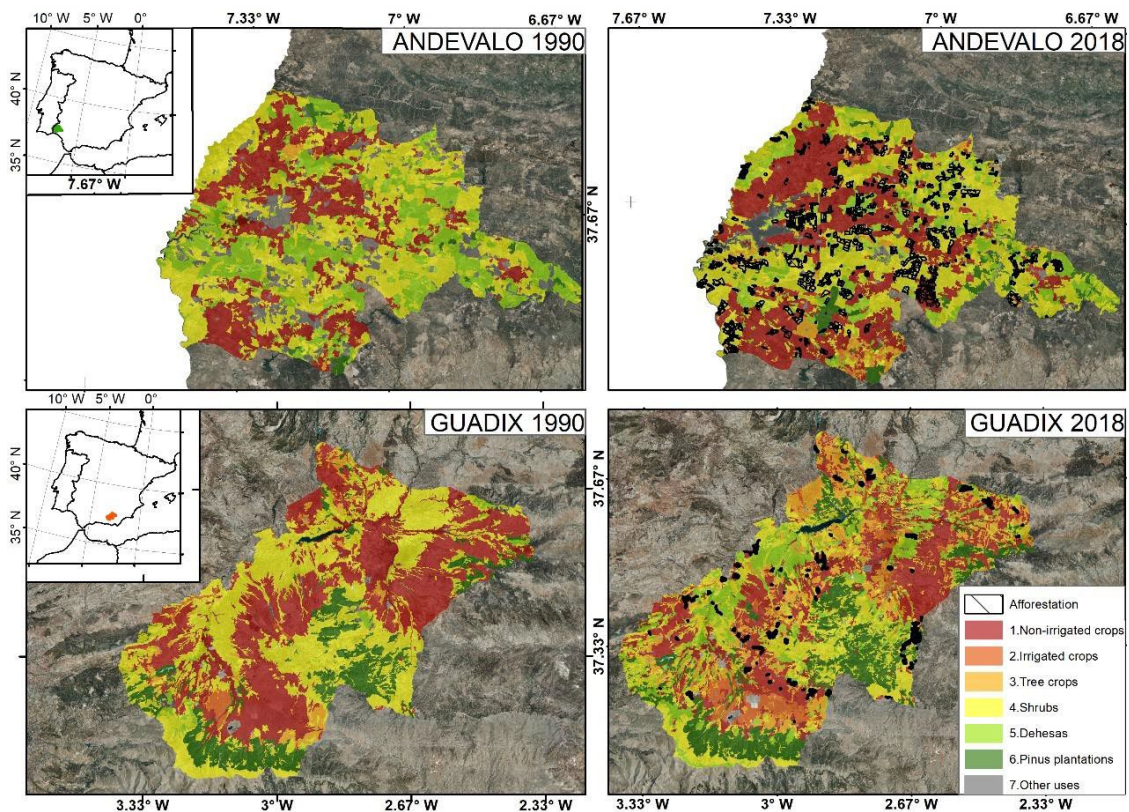


Figure 12. Land use covers in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).

522 Land-use datasets

Land-use data were obtained from CORINE Land Cover (CLC) for the years 1993 to 2018 (henceforward CLC1993, CLC2012), from the Andalusia Regional Government. The raster maps were produced on a grid with a 100-meter spatial resolution, which was appropriate for use at a regional scale. Land use classes were grouped into seven categories: tree crops, irrigated agricultural land, non-irrigated agricultural land, *dehesas* (e.g., agroforestry systems with low forest cover), shrubs, and *Pinus* forests and afforestation. Additionally, we selected the cover of *Quercus ilex-Q. suber* (Andevalo) and *Pinus halepensis* (Guadix) plantations established during the period 1993–2008 in the EU afforestation scheme (Junta de Andalucía, 2010). A total of 1495 plantations were identified, 1190 of *Q. ilex-Q. suber* and 305 of *P. halepensis* pure afforestation. Both CLC were divided into 5 ha hexagonal segments which is considered the most suitable geometry for studying interaction and connectivity (Birch *et al.*, 2007). Each segment was assigned to one of the land uses based on the predominant type within each segment. The database contains information about the location, X and Y of the UTM coordinates and dominant land use of each segment.

523. Landscape fragmentation metrics

Fragmentation analysis was conducted for the CLC1993 and CLC2012 using the Patch Analyst 5,2 (Rempel *et al.*, 2012) including various landscape and fragmentation metrics at the ‘class level’ to quantify the landscape complexity and configuration of landscapes (McGarigal and Marks, 1995; Turner and Gardner, 2015, Table 10). In this study, we selected 8 metrics for landscape level analysis: Total edge (TE, m), Mean patch size (MPS, ha), Mean Patch Edge (MPE, m), Mean shape index (MSI), Area-weighted mean shape index (AWMSI), Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR), Mean patch fractal dimension (MPFD) and Area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD) based on previous studies (Lasanta *et al.*, 2006). Additionally, the Reticular Fragmentation Index (RFI) was calculated according to (Table 10, modified from Abdullah and Nakagoshi, 2007):

$$\text{Reticular Fragmentation Index (RFI}_i, \%) = (\text{PSB}_i + \text{TE}_i)/2$$

Where PSB_i is the percentage without forest and TE_i is the Total Edge.

524. Connectivity analysis

For the connectivity analysis, we selected the Reticular Fragmentation Index (RFI) as an integrated index for analyzing landscape network connectivity (Abdullah and Nakagoshi, 2007). RFI ranges from 0 to 100 and increases with improved connectivity. Spatial interpretation of RFI was conducted from the mapping classification to explore the spatial distribution and correlation characteristics.

Table10. Description of the fragmentation metric parameters.

Parameter	Name	Definition	Unit
Mean Patch Size	MPS	The average patch size of the forest within the tile. A smaller average forest patch size is considered indicative of a more fragmented forest.	Hectares
Total Edge	TE	Perimeter of patches within each tile. The greater the perimeter, the more exposed to disturbances. Greater TE (if the fragmentation is related to an anthropogenic disturbance)	Meters
Median Patch Size	MPE	The middle patch size, or 50th percentile of the forest patches inside the tile. Median patch size can hide the presence of very large or very small patches.	Hectares
Mean shape index	MSI	Mean shape index measures the average patch shape (average perimeter-to-area ratio) for a particular patch type.	Meters
Area-weighted mean shape index	AWMSI	Area-weighted mean shape index Specifically, larger patches are weighted more heavily than smaller patches in calculating the average patch shape for the class or landscape.	
Mean Perimeter-Area Ratio	MPAR	Mean Perimeter-Area Ratio.	
Mean patch fractal dimension	MPFD	Mean patch fractal dimension based on the fractal dimension of each patch.	
Area-weighted mean patch fractal dimension	AWMPFD	Area-weighted mean patch fractal dimension at the class level by weighting patches according to their size.	
Reticular fragmentation index.	RFI	Reticular fragmentation index of each tile. $RFI = \frac{PSB\% + DB\%}{2}$ <p>A higher RFI means more percentage fragmentation within the tile.</p>	Percentage

Source: McGarigal and Marks (1995).

¹For detailed description and calculation refer to McGarigal and Marks (1995).

525. Statistical analysis

Variables were examined to ascertain whether they fitted a normal distribution (Shapiro–Wilk test, $P < 0,05$) and whether the variances were homogeneous (Levene test for the principal independent factor, $P < 0,05$). When the data distribution did not fit a normal curve, the variable was subjected to a logarithmic transformation. To study fragmentation, first a student's t-test was used to compare the fragmentation metrics between land uses in 1990 and 2012 in the two locations. Second, a one-way analysis of variance (ANOVA) test was done for the landscape metrics among land cover uses to describe fragmentation. The ANOVA was obtained from the comparison of the values in the two periods (1993, 2010). When significant differences were found, Tukey's honestly significant

difference (Tukey HSD) post-hoc test was conducted. Significance levels at both 0,01 and 0,05 were reported.

5.3. Results

531. Land cover change

Figure 13 shows the land use changes from 1990 to 2018 in two forested areas of Andalusia. The most significant change observed was the increase in forest tree plantations in Andevalo (*Quercus ilex* and *Q. suber*, 22,314.60 ha) and Guadix (*Pinus halepensis*, 2,532.68 ha). It is also important to note the increase in other agricultural uses such as tree crops (5,586.79 and 34,312.57 ha respectively), non-irrigated crops (16,089.27 ha in Andevalo) and irrigated crops (12,097.10 ha in Guadix). These changes were mainly due to the conversion of *dehesas* and shrub land uses. The total forest area undergoing changes in the studies areas during the period was 27,522.82 ha (11,90%, Andevalo) and 11,907,61 (3,54%, Guadix).

532 Changes in landscape metrics in afforested areas

Table 11 shows the change in landscape metrics between 1990 and 2018 in both areas at the landscape level. A decrease in MPS and MPE ($P < 0,001$) was observed over time in both locations. On the other hand, the rest of the landscape fragmentation indexes (TE, MSI, AWMSI, MPAR, MPFD, AWMPFD and RFI, $P < 0,001$) increases over time. These changes reflect the fact that patch shape became “more complex” and landscape fragmentation increased over time. This was indicated by the increase in MSI and MPAR which reflect patch shape, as well as the increase in average fractal dimension (MPFD) and the weighted average fractal dimension (AWMPFD), which indicates moderate growth in the complexity of patch shape.

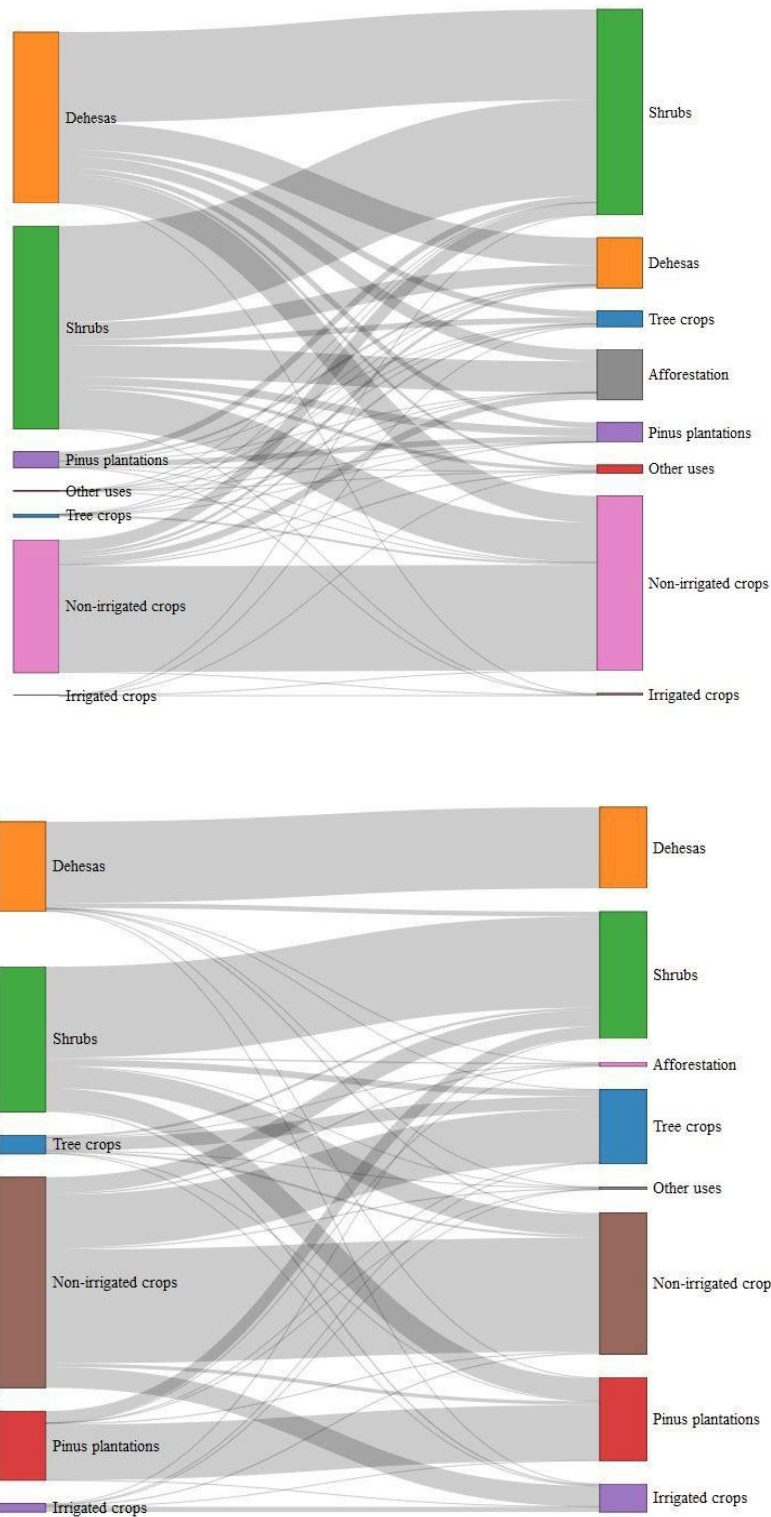


Figure13. Land use covers changes in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).

Areas of dominant land-use categories were penetrated by a large number of afforested plots in the period of the EU afforestation scheme (1993-2010). The TE values in the areas dominated by agricultural land uses remain similar, although statistically different. In the forest areas (e.g., *dehesas*, shrubs and *Pinus* forests), the current edge density increased in comparison with the situation previous to the EU afforestation scheme. This increase may be also influenced by the overall reduction of agriculture in the same period. This tendency was also visible in MPE values where the forest areas significantly increased the value of the average perimeter area. Since the value of MPE and MSI values before afforestation were lower, it can be assumed that many agricultural and forestry uses were penetrated by afforestation plots. This is confirmed by the TE index which shows that the edge density increased in the previous period compared to the situation before afforestation. MPFD and AWMFD values also showed changes in the mean fractal dimension for both locations. The RFI decreased between 1990 and 2018, with afforested areas showing the lowest values (Table 13).

In both locations, a significant increase in the MPS was observed for all land uses between 1990 and 2018, except for afforestation use (Table 13). On the contrary, the rest of the fragmentation metrics showed higher values after afforestation, in particular in *dehesas* land use. Those differences were higher in the Andevalo location. The RFI decreased in all land uses, with a significant change in the *dehesas*, and with the lowest values for afforestation during the study period.

5.3.3 Spatial fragmentation patterns

On the basis of calculating fragmentation patterns, taking RFI as the basic fragmentation metric, the analysis showed changes in landscape fragmentation (Fig. 14). In the forested areas, plantations overlapped forest uses (*dehesas* and other forest types), improving connectivity among agricultural uses. These results indicate that afforestation improved structural connectivity, showing there was distinctly positive relationships among afforestation and landscape functions.

Table11. Land uses in Andevalo and Guadix study areas between 1990 and 2018 (Andalusia, southern Spain).

	Tree crops	Dehesas	Shrubs	Pinus plantations	Irrigated crops	Non-irrigated crops	Afforestation	Overall
Andevalo (Huelva, Andalusia)								
1990	1466,65	62658,33	96474,42	3630,68	155,05	61362,07	0	225747,23
2018	7053,45	22452,54	91874,22	8838,91	1112,40	77451,34	22314,60	231097,51
Guadix (Granada, Andalusia)								
1990	11593,70	50654,42	89993,25	42716,81	5281,86	132248,55	0	332488,60
2018	45906,27	50225,16	79814,51	52091,74	17378,96	87730,59	2532,68	335679,93

Table12. Landscape metrics in Andevalo (Huelva) and Guadix (Granada) study areas (Andalusia, southern Spain) in 1990 and 2018 related to the EU afforestation scheme. Mean \pm standard error.

Year	MPS	TE	MPE	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD
Andevalo (Huelva)								
1990	34745,45 (183,93)	705,59 (2,13)	703,77 (2,14)	1,21 (0,003)	1,21 (0,003)	0.10 (0.01)	1,29 (0,001)	1,29 (0,001)
2018	20955,74 (168,04)	759,94 (4,09)	591,71 (3,04)	1,43 (0,006)	1,39 (0,003)	0.36 (0.10)	1,37 (0,001)	1,35 (0,001)
Guadix (Granada)								
1990	27584,66 (500,60)	676,86 (6,80)	654,46 (6,98)	1,35 (0,009)	1,34 (0,09)	0,33 (0,10)	1,34 (0,003)	1,33 (0,003)
2018	14380,82 (365,26)	693,61 (11,21)	531,57 (8,44)	1,54 (0,01)	1,52 (0,01)	0,48 (0,14)	1,40 (0,003)	1,38 (0,003)

MPS Mean patch size. MedPS Median Patch Size. TE Total Edge. MPE Mean Patch Edge. MSI Mean shape index. AWMSI Weighted mean shape index. MPAR Mean Perimeter-Area Ratio. MPFD Mean patch fractal dimension. AWMPFD Mean patch fractal dimension.

Table13. Landscape metrics in Andevalo (Huelva) and Guadix (Granada) study areas (Andalusia, southern Spain) in 1990 and 2018 according to land uses. Mean \pm standard error.

	MPS		TE		MPE		MSI		AWMSI		MPAR		MPFD		AWMPFD		RFI	
Andevalo																		
	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018	1990	2018
TC	32443,87	31068,99	673,55	685,63	673,08	679,15	1,21	1,30	1,21	1,29	0,06	0,27	1,31	1,32	1,31	1,32	33,12	31,88
IC	29255,51	28078,27	642,55	641,92	642,55	640,85	1,27	1,32	1,27	1,32	0,06	0,10	1,32	1,34	1,32	1,34	29,90	28,73
NIC	37081,63	37008,48	725,85	756,82	725,03	756,82	1,21	1,30	1,21	1,30	0,32	0,15	1,29	1,30	1,29	1,30	37,83	37,77
Dehesas	35946,3	28207,55	713,35	677,07	712,26	665,79	1,21	1,43	1,21	1,39	0,09	1,13	1,30	1,34	1,30	1,34	36,68	29,02
SH	36125,87	32430,35	716,41	730,63	715,21	713,88	1,21	1,48	1,20	1,45	0,09	1,09	1,30	1,33	1,30	1,33	36,87	33,38
Pinus plant.	30194,89	29757,50	657,2	686,83	656,18	682,35	1,26	1,34	1,26	1,33	0,31	0,26	1,32	1,33	1,32	1,33	30,86	30,53
AFF		22364,09		790,41		609,68		1,42		1,38		0,39		1,37		1,35		28,31
Guadix																		
TC	27354,02	27804,34	652,23	694,09	643,20	686,17	1,32	1,38	1,32	1,37	0,20	0,43	1,33	1,34	1,33	1,34	28,16	28,66
IC	29664,79	30371,90	663,65	700,78	660,29	696,92	1,29	1,33	1,29	1,32	0,13	0,11	1,32	1,33	1,32	1,33	30,37	31,16
NIC	38108,22	3157946	750,87	728,62	746,47	721,99	1,21	1,34	1,21	1,33	0,13	0,19	1,29	1,32	1,29	1,32		32,44
Dehesas	28434,64	27552,76	708,78	707,61	703,01	698,21	1,39	1,42	1,38	1,41	0,24	0,59	1,34	1,34	1,34	1,34	29,26	28,43
SH	28458,18	27886,83	679,99	711,79	655,38	700,93	1,35	1,45	1,34	1,42	0,24	0,91	1,34	1,34	1,34	1,34	29,51	28,78
Pinus plant.	34111,92	32308,02	716,00	747,91	709,09	742,33	1,25	1,39	1,25	1,36	0,13	0,85	1,31	1,32	1,31	1,32	34,95	33,16
AFF		15172,17		685,00		529,53		1,51		1,50		0,33		1,40		1,38		19,38

MPS Mean patch size. MedPS Median Patch Size. TE Total Edge. MPE Mean Patch Edge. MSI Mean shape index. AWMSI Weighted mean shape index. MPAR Mean Perimeter-Area Ratio. MPFD Mean patch fractal dimension. AWMPFD Mean patch fractal dimension.

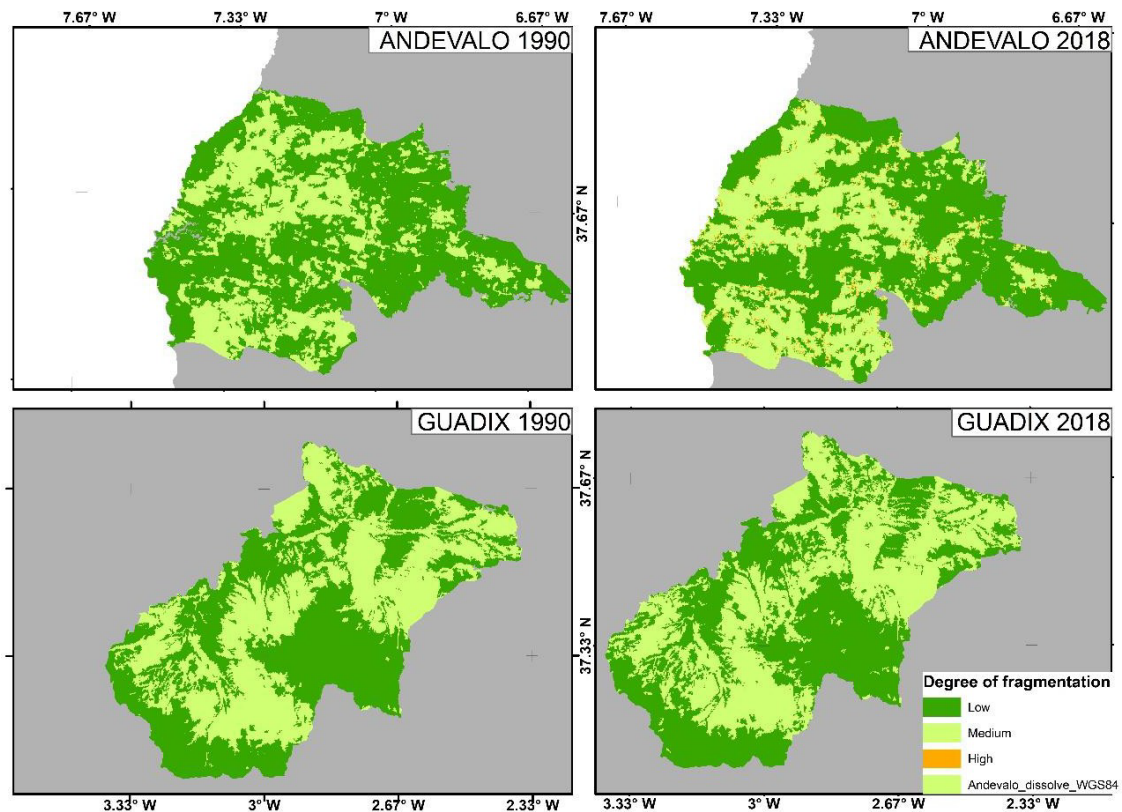


Figure14. Land use fragmentation changes in the Andevalo (Huelva) and Guadix-Baza Basin (Granada) between 1990-2010 (Andalusia, Spain).

5.4. Discussion

Afforestation of agricultural lands has played an important role in land use changes in the European Community (Sagebielet *et al.*, 2017). However, some of the important impacts of their implementation are still unknown. In this study, we analyzed the changes in landscape fragmentation in two locations in southern Spain with large areas afforested during the time of the EU agricultural afforestation scheme between 1993 and 2018. Afforestation in agricultural lands contributed to changing the landscape fragmentation, in particular the size of patches, the properties of their shapes and edges, and the connectivity among forest patches. These changes may also be also influenced by the overall reduction in agricultural areas during the study period, but also because afforested areas were established near and between other forest uses and thus created a dense network of “interwoven” forest patches. Based on this study it can be suggested that a more complex landscape, with higher landscape-ecological features, is linked to the expansion of forest plantation areas promoted by the EU afforestation scheme. This expansion, in turn, acted as an important driver of landscape diversification.

541. Land use changes and afforestation

Within the studies of land use changes, the impact of afforestation of agricultural lands on forest fragmentation is not always properly considered due to the accelerated environmental and ecosystem dynamics (Geri *et al.*, 2010). To understand the effect of afforestation on environmental protection, integrated landscape analysis coupled with global land use changes and landscape complexity is highly appreciated. In the studied areas, land uses were modified by afforestation practices which were established after 1993. Afforestation areas occupied large areas in western Andalusia; although they were less represented in eastern areas, they were quite well distributed among other uses. The rate of land use changes due to forest plantations was one of the highest in Spain, and higher than those observed in other European regions and countries (Vadell *et al.*, 2016). Flat topography and low productivity agricultural lands encouraged the conversion of abandoned crops into *Quercus* and *Pinus* plantations. In addition, soil type also plays an important role in determining land use change (Navarro Cerrillo *et al.*, 2020). Assessment of the matrix of land use change suggests that afforestation of agricultural lands increased the combination of landscape functions promoting synergy and compatibility with other landscape functions (Willemen *et al.*, 2012). As suggested in previous studies, afforestation would result in significant improvement of natural landscape functions such as soil retention, carbon sequestration, and water conservation, and would show synergies with crop production (Muñoz-Rojas *et al.*, 2011). The trend towards increasing tree forest plantations, both at the local and regional levels, was continued until the first decade of the 21st century. Therefore, this explanatory factor inevitably encourages the expansion of forest areas in marginal agricultural lands. Nevertheless, the rate of afforestation expansion was slowed down after 2008. In southern Spain, tree crops and agroforestry systems (e.g., *dehesa*) have been associated with land use changes, but afforestation favors the process of “naturalization” of arable agricultural land. This phenomenon has commonly occurred in European rural areas, and it can be expected to continue in the near future (Weber, 2000).

542 Trade-offs among fragmentation metrics

Spatio-temporal change of landscape fragmentation is critical information for landscape functionality and integrity of functional landscape attributes (McConnell *et al.*, 2004). This study showed that the expansion of afforestation in agricultural lands increased significantly in almost all the fragmentation metrics as well as the diversity of adjacent patches in the landscape mosaic. Generally, forest plantations were distributed among other agricultural and forest uses, contributing to forest plantations reducing the fragmentation index (RFI), however, the mean patch size (MPS)

decreased after afforestation since some plantations cover adjacent agricultural plots and therefore leave larger patches. Consequently, the number of patches decreased, which would suggest that fragmentation decreases, but when analyzing this particular interaction along with the other fragmentation metrics, this was the result of the smaller patches disappearing and the larger ones fragmenting; in other words, this situation keeps the number of patches constant, and increases fragmentation. The total edge (TE) presented significant differences, which may be related to the disappearance of smaller fragments presenting lower edge values and the incorporation of new fragments balancing the final value. Fragmentation indices suggested that afforestation during the study period was significantly associated with the decrease in mean plot size and the reticular fragmentation index. This seems to be associated with the increase in forest patch size, and effective integration of planted patch in other forest uses (e.g., *dehesas*, previous forest plantations, and shrubs). On the other hand, the rest of the fragmentation metrics (e.g., TE, MPE, MSI, AWMSI, MPAR, MPFD, and AWMFPD) increased after afforestation in both locations, although these metrics increased more in forest-dominated landscapes (e.g., Andevalo location) than in agriculture-dominated landscapes (e.g., Guadix location). Thus, afforestation increased the percentage of adjacent forest (e.g., *dehesas* and shrubs) patches, and forest cover was higher in afforestation-dominated landscapes than before the establishment of the plantations. Also, due to the lower pressure of livestock and overgrazing, many agricultural crop areas have been covered by shrubs or grasslands, connecting other forest areas (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2020).

This increase may be also influenced by the overall reduction in agriculture in the last period. This tendency was also visible in MSI values where the *dehesas* and shrubs significantly increased the value of the average perimeter area. Since the MPS index value for meadows and pastures is currently the lowest, it can be assumed that many agricultural and forestry uses were penetrated by afforestation plots. Therefore, as time goes on, the differences in ecological significance among neighboring patches increase. This is due to targeted land use changes (e.g., change of grassland to arable land) or due to expansion of built-up areas.

543. Changes in connectivity patterns related to afforestation

Afforestation of agricultural lands has been identified as one of the main causes of increased connectivity in agriculture-dominated landscapes in Europe (Gáloset *al.*, 2013). In this study, the spatial pattern of RFI was used to analyze the connectivity of land uses as a result of afforestation. The spatial analysis of fragmentation highlights how the forested areas increased connectivity (Palmero-Iniesta *et al.*, 2020). This pattern provides a way to determine the patchiness of land uses

at the expense of the introduction of new forestland. The quantitative assessment of this effect on the landscape pattern showed a better spatial relationship between the 1993 and 2017 forest land uses, which indicates that these areas are more prone to connect forest uses (e.g., *dehesas*, shrubs, and forest plantations). These results agree with previous works showing that afforestation promotes connectivity inside agriculture-dominated landscapes (García-Feced *et al.*, 2011). Many environmental effects can be generated as a result of this integration between forest areas, such as habitat improvement, landscape functionality, water and C fluxes, the development of specific synergies between agriculture and forests (for example, pest and disease spread), public and recreational uses, *etc.* (Benayas and Bullock, 2012).

All these interactions can offer an additional dimension to assess and improve the effectiveness in the planning and management of afforestation of agricultural crop lands for forest conservation and environmental sustainability (Barry *et al.*, 2014). Future studies should be carried out to evaluate how public afforestation schemes could improve ecosystem services at the landscape scale. Rural European areas provide essential ecosystem goods and services, which are of great importance to the region's economy, along with European policies to increase the conversion of marginal agricultural land into semi-natural forests. Improving connectivity and complex fragmentation patterns can have positive consequences on water and C cycles as well as biodiversity (Mitchell *et al.*, 2013).

544. Forest management implications

The European afforestation scheme contributes to creating new *natural* areas in agriculture-dominated landscapes, and this has been particularly positive in Spain's Mediterranean areas. Therefore, the promotion of these policies has been particularly effective in improving landscape complexity and functionality. On the other hand, the management of those new forests should become an effective conservation tool to improve the environmental quality of agricultural crops, since according to our results the RFI decreased more after afforestation. Indeed, in western Spain, large areas inside forests were integrated with and within other forest and agricultural uses. Although intensive agriculture is not incompatible with those forests, some forest management practices should be promoted to prevent their abandonment, and therefore the current management system of these forest plantations needs to be reviewed to ensure its intended conservation goals. Forest management oriented to the production of environmental services (e.g., C sequestration, biodiversity, landscape improvement, *etc.*) should therefore be implemented, and

they should be established in those areas of higher incidence of the EU afforestation scheme, which would increase the structural connectivity.

5.5. Conclusion

According to our results, afforestation of agricultural lands has increased landscape complexity that has improved the integration of agricultural and forest land uses in southern Spain in the last three decades. These forests plantations have changed landscape fragmentation and connectivity, and the number of patches has increased by reducing agricultural crops, decreasing the border, and patching other forest uses such as *dehesas* and shrubs. Those interactions improve landscape functionality, biodiversity, environmental services, and resilience to anthropic and natural perturbations. Our results showed that promoting afforestation of low productivity agricultural lands is an effective environmental policy and conservation measure, and it is therefore urgent to continue the promotion of these types of European programs.

CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN GENERAL

6. DISCUSIÓN GENERAL

6.1. Sistemas Agroforestales

En el mundo se practican muchas formas de manejo de SAF, las cuales son aplicadas con mayor frecuencia en los trópicos; aproximadamente 20 % de la población mundial depende directamente de productos y servicios agroforestales (Pandey, 2002). Los sistemas agroforestales (SAF) ofrecen diversos productos y pueden proporcionar servicios ambientales similares o incluso superiores que los ecosistemas naturales (Nair, Gordon, y Mosquera-Losada, 2008). Aunque los informes científicos que respaldan estos beneficios han aumentado notablemente en las últimas décadas, se han centrado en un solo servicio ambiental agroforestal; por ejemplo, impactos en la conservación de la biodiversidad en paisajes tropicales (Schroth *et al.*, 2004), fertilidad del suelo (Schroth y Sinclair, 2003) o potencial de secuestro de carbono (Montagnini, 2006; Montagnini, Somarriba, Murgueitio, Fassola, y Eibl, 2015). Los beneficios productivos y ambientales de los SAF en Europa han sido recientemente documentados en la monografía “*Agroforestry systems in Europe*” (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2009), además, en capítulos de libros específicamente enfocados en la biodiversidad (Rois *et al.*, 2006) y secuestro de carbono (Lorenz y Lal, 2014).

Anteriormente se han señalado las bondades de la incorporación de la agroforestería en los sistemas de producción y se ha abordado el tema de los beneficios y las bondades en los ecosistemas y la mitigación del cambio climático como cuestión fundamental. Sin embargo, la adopción de esta tecnología resulta incipiente o nula en los sistemas de producción, bien porque se desconoce su existencia y utilización o simplemente porque los gestores no están comprometidos con el cambio paradigmático que ocurre en el mundo globalizado. No obstante, ese constante cuestionamiento sobre lo que se debe hacer o no se debe hacer, ese conflicto entre lo que es y lo que debe ser, ha llamado la atención de los gestores modernos en los sistemas de producción y de personas preocupadas por la conservación medioambiental.

Los estudios realizados y las prácticas legendarias de los agricultores han demostrado beneficios ambientales de los sistemas agroforestales para la resiliencia del cambio climático, considerándose una alternativa de adaptación al mismo. Es pertinente asegurar que la identificación de opciones agroforestales para la adaptación al cambio climático se base fuertemente en la experiencia y los conocimientos locales. De hecho, la importancia de los conocimientos locales para la capacidad de adaptación al cambio climático de los pequeños agricultores es cada vez más reconocida. Esto es especialmente cierto en las zonas de montaña, donde durante siglos, la población local ha desarrollado conocimientos agroecológicos complejos y

estrategias de adaptación con el fin de mantener sus sistemas productivos en un contexto de alta variabilidad y de condiciones climáticas extremas.

6.2. Forestación de Tierras Agrarias bajo el PAC en el Contexto de los SAF

Los resultados territoriales y paisajísticos de la forestación de tierras agrarias anidadas a las reformas estructurales de la PAC han sido muy heterogéneos. Varios trabajos han puesto de manifiesto la existencia de marcadas diferencias en los resultados del Programa Nacional de Forestación de Tierras Agrarias entre las diferentes regiones españolas (Bona *et al.*, 1997; Gómez-Jover y Jiménez, 1997; Montiel *et al.*, 2003), como secuencia no sólo de los contrastes ecológicos, históricos y socioeconómicos, sino también de las diferencias en las decisiones y en los medios con que la Administración Autonómica ha dirigido en cada caso la aplicación de esta medida comunitaria, por ejemplo, entre 1994 y 2017, en Andalucía se forestaron 137,455 hectáreas de tierras agrícolas, utilizando una gran diversidad de especies arbóreas, en el marco del Plan de la Política Agraria Comunitaria, entre ellas, las especies que nos competen, *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*.

En este contexto, el manejo de los bosques establecidos en tierras agrarias vinculadas a la reforma estructural de la PAC, favorece la diversificación de la agricultura al maximizar el uso de la vegetación de estrato; además, proporciona productos básicos y beneficios económicos y ambientales de un paisaje multifuncional (Shibu, 2009). Las 137,455 hectáreas forestadas en Andalucía, son fundamentales para promover el diseño de SAF.

6.3. Implicaciones de la Forestación de Tierras Agrarias en un Contexto de Cambio Climático

Es importante considerar que las implicaciones del cambio climático son muchas. Cuando se modifica la temperatura en la Tierra (efecto invernadero), se asocian otros problemas atmosféricos, porque de ello depende la cantidad de evapotranspiración de los océanos, la existencia de nubes, la presencia–ausencia de lluvia y, en consecuencia la producción y la escasez de alimentos. Las regiones semiáridas podrían convertirse en áridas y en los sitios donde llueve mucho podría llover más; es decir, hablamos de afectaciones en casi todas las actividades humanas, comenzando con la agricultura (Gay, 2000).

Uno de los principales desafíos de la UE es cómo diseñar ambientes agrícolas para resolver el conflicto entre medios de subsistencia y ambiente, y mantener los beneficios que aportan los ecosistemas forestales y los Sistemas Agroforestales. El camino a seguir es integrar el clima y los

medios de subsistencia, así como la adaptación, la mitigación y la reducción de emisiones por la agricultura. La agroforestería entonces, se convierte en un componente clave de este enfoque. La integración de los árboles a los ambientes agrícolas a escala masiva crearía un sumidero de carbono eficaz a la vez que aseguraría una producción sostenible de alimentos, y asimismo ayudaría a adoptar el cambio climático en otras formas. Los sistemas basados en árboles son mucho mejores acumulando carbono, por encima y debajo del terreno, que la agricultura. Varios trabajos muestran que millones de hectáreas de tierra agrícolas podrían convertirse en ambientes agrícolas ricos en carbono, con capacidad potencial de secuestrar 50 mil millones de dióxido de carbono, un tercio del desafío de la reducción de carbono. Por supuesto, el ahorro de carbono no suele ser la prioridad principal de los pequeños agricultores, pero la agroforestería puede contribuir con muchos de los otros beneficios que estos agricultores esperan. Es por estas razones que la UE, establece Programas de Forestación (PAC), como estrategias viables dirigidas a la mitigación del cambio climático y a la diversificación de la producción de los recursos naturales a través de los SAF, al considerar que el cambio climático es uno de los principales motores del cambio global, es decir del conjunto de cambios ambientales ocasionados por la actividad humana que trasciende la escala local y que repercuten en el funcionamiento global del planeta.

Dentro de este panorama, una de las tareas prioritarias es llevar a cabo estudios de emisión-captura de carbono a nivel regional en ecosistemas forestales que presenten procesos muy dinámicos de cambio de uso del suelo. Estos estudios deberán permitir, por un lado, estimar más precisamente las densidades de carbono asociadas a las distintas clases de vegetación y, por el otro, desarrollar métodos de cuantificación y predicción sobre el comportamiento de los procesos de emisión o captura de carbono bajo diferentes dinámicas de cambio de uso del suelo y de esta forma poder ofrecer opciones de mitigación de gases de efecto invernadero en el corto, mediano y largo plazo, aunado al posible aprovechamiento integral y amigable de los servicios y beneficios ambientales. Es decir, la captura de carbono permitirá además, en el largo plazo, contribuir directamente en la mitigación del fenómeno conocido como cambio climático.

En tal sentido, los sistemas de uso de la tierra que incluyen leñosas perennes, tal como bosques, plantaciones forestales y sistemas agroforestales mitigan el cambio climático al fijar carbono en biomasa, necromasa y suelos (Alvarado, Andrade, y Segura, 2013), convirtiéndolos en una de las principales alternativas como sumideros de CO₂ atmosférico para la reducción del cambio climático. Este servicio ecosistémico depende de la composición de las especies que conformen el sistema de uso del suelo, de la precipitación y temperatura como principales factores climáticos, las características del suelo que determinan el crecimiento del árbol y la edad (López *et al.*, 2016).

Brown, Lugo y Chapman (1986) indican que las plantaciones forestales de 6 a 30 años almacenan entre 0,03 y 0,11 Pg C año⁻¹, lo cual puede estabilizar las emisiones de CO₂ producto de la deforestación y otros cambios en el uso del suelo.

Los escenarios de cambio climático deben considerarse comprendiendo cómo se generan y qué fortalezas y debilidades tienen. Los modelos climáticos globales, una vez calibrados y validados con los datos reales observados en un período de referencia, se emplean para hacer proyecciones de cómo será el clima en el futuro a partir de concentraciones atmosféricas derivadas de distintos escenarios de emisión de gases de efecto invernadero y aerosoles a lo largo del siglo XXI. Las distintas proyecciones del clima futuro generadas por medio de estos modelos globales proporcionan una horquilla de valores para los distintos parámetros climáticos a lo largo del siglo XXI. Pese a las incertidumbres existentes derivadas de dificultades metodológicas, de falta de suficiente resolución espacial y de lagunas en nuestro conocimiento en general y que se traducen en una mayor o menor amplitud de la horquilla de valores estimados, los modelos globales ofrecen resultados inequívocos sobre la evidencia de nuestra incidencia en el cambio climático actual, así como de la dirección y los órdenes de magnitud de las variaciones en las principales magnitudes climáticas como la temperatura y la precipitación.

Los modelos globales del clima, por su baja resolución espacial, no son adecuados para estudios o proyectos locales. Para resolver este problema se han desarrollado diversas técnicas cuyo objetivo es aumentar la resolución de los modelos globales; una muy empleada consiste en la regionalización (o *downscaling*) de los modelos globales que, a partir de la información básica que proporcionan, utilizan información de escalas de mayor detalle para reelaborar una descripción de las variables climáticas adecuada para trabajar a escala regional, sub-regional o local. Sus resultados son los llamados escenarios de cambio climático regionalizados y son más adecuados para su consideración en los proyectos de restauración ecológica. Lógicamente, el proceso de generación de escenarios de cambio climático regionalizados está sujeto a distintas fuentes de incertidumbre, que en esencia se derivan de:

1. La incertidumbre de base del modelo global que utiliza,
2. Los escenarios futuros de emisión de gases de efecto invernadero,
3. La sensibilidad climática global, es decir de la falta de conocimiento preciso sobre la respuesta del clima frente a cambios en el forzamiento externo, y
4. La incertidumbre de los propios métodos de regionalización de los modelos globales.

Hemos utilizado los MDE en conjunto para estudiar la futura estabilidad de las plantaciones de *Q. ilex* y *P. halepensis* establecidas en el plan de forestación de la Comunidad Económica Europea para las tierras agrícolas reservadas en Andalucía entre 1993 y 2000, en relación con la distribución potencial de estas especies. Nuestras predicciones destacan la importancia de la elección de las especies plantadas y se confirma la utilidad de los MDE para evaluar la estabilidad futura de las plantaciones en los escenarios de cambio climático (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). Los MDE permiten comparar la distribución actual de las plantaciones forestales en las antiguas zonas agrícolas con la distribución potencial de la especie, así como estimar su concordancia con la distribución potencial futura de la especie.

En este contexto, es necesario destacar que las proyecciones al futuro, no sólo del cambio climático sino de sus efectos sobre la vegetación, están afectadas por un alto grado de incertidumbre. Los modelos y escenarios climáticos disponibles son abundantes y la variabilidad es muy amplia (Rogelj *et al.*, 2012).

Un cambio rápido en las condiciones climáticas es siempre un factor negativo para las especies que posiblemente no tendrán tiempo de adaptarse o posibilidad de migrar hacia localidades más benignas. Los resultados de este proyecto (art.1) señalan que una de las dos especies analizadas tendrá previsiblemente problemas importantes en un futuro próximo debido a esa circunstancia. Los efectos más importantes vendrían de la pérdida de idoneidad climática en el área actual de distribución y del cambio geográfico de las áreas potencialmente adecuadas en el futuro. De producirse estos efectos, la pérdida de biodiversidad prevista es muy significativa (Arribas *et al.*, 2012).

En relación con la distribución potencial de estas especies, nuestras predicciones destacan la importancia de la elección de las especies plantadas y se confirma la utilidad de los MDE para evaluar la estabilidad futura de las plantaciones en los escenarios de cambio climático (Duque-Lazo *et al.*, 2018a). Los MDE permiten comparar la distribución actual de las plantaciones forestales en las antiguas zonas agrícolas con la distribución potencial de la especie, así como estimar su concordancia con la distribución potencial futura de la especie.

Es importante hacer énfasis en que este tipo de modelos es una enorme simplificación del sistema real y pueden generar resultados poco adecuados (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). En un sentido estricto, el modelo señala solamente qué zonas del territorio son similares climáticamente a las ocupadas por las especies obviando muchos otros factores. Por ejemplo, los modelos no pueden prever que exista una capacidad adaptativa de la vegetación ante condiciones climáticas concretas, ni pueden predecir una respuesta ante combinaciones de variables climáticas no

existentes en la actualidad. Tampoco tienen en cuenta factores bióticos que pueden reducir el área potencial como la competencia (Pearson y Dawson, 2003) o el mutualismo (Gutiérrez *et al.*, 2005) u otros factores de especial importancia en relación con el cambio climático (Araújo y Luoto, 2007).

Asimismo, se parte de algunas hipótesis que no tienen por qué cumplirse en la realidad como la del equilibrio o pseudo-equilibrio con las condiciones ambientales (Araújo y Pearson, 2005) o la homogeneidad en cuanto a adaptabilidad en poblaciones diferentes cuando el modelo se construye con todas las presencias de una misma especie que a veces ocupan rangos espaciales muy diversos (Osborne y Suárez-Seoane, 2002). Considerando todos estos problemas, este tipo de herramientas representa una forma objetiva de combinar y elaborar información compleja por lo que sus resultados pueden servir de orientación tanto a los especialistas en flora y vegetación como a los responsables del diseño de políticas de adaptación al cambio climático.

A pesar de la utilidad de los modelos de distribución, si las evaluaciones de la vulnerabilidad de las especies ante el cambio climático se basan sólo en estimar dónde se encontrarán las condiciones climáticas adecuadas para las mismas en el futuro, se podría subestimar su verdadera capacidad de persistencia en sus emplazamientos actuales. Por otro lado, estas evaluaciones también pueden sobrestimar la capacidad real de las especies para dispersarse y acceder a las nuevas regiones con condiciones futuras adecuadas, ya que aunque las especies tengan mayor espacio con clima adecuado en el futuro, éste puede ser inaccesible para aquellas con escasa capacidad de dispersión (Pearson y Dawson, 2003; McMahon *et al.*, 2011).

Además de las fuentes de incertidumbre mencionadas, las valoraciones de la vulnerabilidad ante el cambio climático basadas exclusivamente en modelos de distribución no suelen proponer acciones precisas que faciliten la adaptación al mismo y, en los casos en los que se han propuesto algunas recomendaciones, éstas son poco concretas y centradas en la priorización de nuevas áreas a proteger (Heller y Zavaleta, 2009).

El análisis integral de la vulnerabilidad de las especies al cambio climático, es decir, la combinación de otros determinantes de la vulnerabilidad de las especies (p. ej., la capacidad de persistencia y de colonización) con las predicciones obtenidas mediante los modelos de distribución, permite evaluar de una manera más precisa el potencial de respuesta de las especies al cambio climático (Williams *et al.*, 2008; Bellard *et al.*, 2012).

Estas evaluaciones integradas pueden incorporar de manera secuencial la información de otros determinantes de riesgo a los resultados de modelos de distribución de especies, o bien, incorporarla de forma intrínseca a través de la generación de modelos híbridos que acoplan los

modelos de distribución con otros que son capaces de simular migración y persistencia (p. ej., Engler *et al.*, 2009, 2012; Boulangeat *et al.*, 2012). La evaluación integrada de la vulnerabilidad de las especies facilita en gran medida la propuesta de estrategias de gestión concretas ya que permite tener en cuenta la respuesta diferencial de cada especie frente al cambio climático, y por tanto, puede ser especialmente relevante para reevaluar y adaptar los planes de conservación de las especies amenazadas y sus hábitats. Para aquellas especies con elevada capacidad para soportar las condiciones climáticas futuras sin necesidad de dispersarse (p. ej., por poseer una amplia tolerancia a temperaturas elevadas o capacidad para adaptar sus ciclos de actividad a las nuevas condiciones ambientales), la gestión *in situ*, esto es, la focalización de los esfuerzos de conservación y mitigación de impactos en las localidades actuales, podría ser la medida más efectiva para promover su viabilidad ante el cambio climático (Arribas *et al.*, 2012). Por otro lado, en el caso de aquellas especies con una escasa capacidad para permanecer en sus localidades actuales, una parte importante de los esfuerzos de conservación debería estar enfocada en facilitar el desplazamiento o la modificación de sus áreas de distribución. En este caso, la protección de las áreas que probablemente actuarán en el futuro como refugios es fundamental, así como promover el acceso de las especies a estas nuevas regiones, por ejemplo, mediante la creación de “corredores” biológicos (Hodgson *et al.*, 2009, 2011; Krosby *et al.*, 2010) o, en los casos más extremos, a través de la “colonización asistida” (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008; Morueta Holme *et al.*, 2010).

Nuestros resultados confirman una tendencia de calentamiento durante el siglo XX en la zona de estudio, así como una mayor probabilidad de períodos de sequía extrema hacia el siglo XXI. Estas tendencias aparecen reforzadas en los modelos de cambio climático considerados en este trabajo para el periodo 2011-2099.

De forma general, se podrían esperar un mayor crecimiento en aquellos sitios actualmente limitados por bajas temperaturas (es decir, las poblaciones situadas a mayor altitud) como resultado del calentamiento (Tardif *et al.*, 2003; Büntgen *et al.*, 2007).

El calentamiento climático y el estrés hídrico severo parecen ser las principales causas en la disminución del crecimiento en pino *halepensis*. Puesto que nuestra área de estudio ha sido históricamente objeto de una gestión forestal bajo diferentes intensidades de manejo, por medio de métodos tales como los aclareos sucesivos uniformes, es previsible que exista una interacción entre la estructura de la masa forestal, las relaciones clima-crecimiento que hemos modelado y la evolución que previsiblemente tendrán estas poblaciones en el futuro (Camarero *et al.*, 2011; Gómez-Aparicio *et al.*, 2011; Lines *et al.*, 2010; Martín-Benito *et al.*, 2010, 2011).

6.4. Sumidero de Carbono en Ecosistemas Forestales Establecidos en Tierras Agrarias

Existe un amplio consenso en que el calentamiento global de la Tierra es causado por el aumento de las emisiones antropógenas de distintos Gases de Efecto Invernadero (GEI). Estos gases son principalmente: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC), y hexafluoruro de azufre (SF_6).

Las emisiones comenzaron a aumentar drásticamente en el siglo XIX debido a la Revolución Industrial y los cambios en el uso de la tierra. Muchas actividades que producen GEI resultan hoy esenciales para la economía mundial y forman una parte fundamental de la vida (García, 2008).

Una vez que el dióxido de carbono (CO_2) atmosférico es incorporado a los procesos metabólicos de las plantas mediante la fotosíntesis, éste participa en la composición de materias primas como la glucosa, para formar todas las estructuras necesarias para que el árbol pueda desarrollarse (p. ej., follaje, ramas, raíces y tronco). El árbol al crecer va incrementando su follaje, ramas, flores, frutos, yemas de crecimiento (que en su conjunto conforman la copa); así como altura y grosor del tronco. La copa necesita espacio para recibir energía solar sobre las hojas dando lugar a una competencia entre las copas de los árboles por la energía solar, originando a su vez un dosel cerrado. Los componentes de la copa aportan materia orgánica al suelo, misma que al degradarse se incorpora paulatinamente y da origen al humus estable que, a su vez, aporta nuevamente CO_2 al entorno (Ordóñez, 1998 y 1999).

Simultáneamente los troncos, al ir incrementando su diámetro y altura, alcanzan un tamaño tal que puedan ser aprovechados con fines comerciales. De este aprovechamiento se extraen productos como: tablas, tablones y polines, que darán origen a subproductos elaborados como: muebles y casas. Estos productos finales tienen un tiempo de vida determinado después del cual se degradan aportando carbono al suelo y CO_2 producto de su descomposición a la atmósfera (Ordóñez, 1998 y 1999).

La segunda línea de investigación que nos propusimos fue estimar las ganancias de C en biomasa y suelo en plantaciones de algarrobo (*Ceratonia siliqua* L.) establecidas en tierras agrícolas del sur de España. Mediante el proceso de segmentación, se delinearon un total de 8,324 árboles en el área de estudio, con una altura promedio de 3,81 m. Como resultado la biomasa aérea promedio correspondió al 85,5% de la biomasa total (promedio 34,01 kg árbol⁻¹), y la raíz fue 14,5 % (6,96 kg árbol⁻¹), con una relación BGB/AGB (biomasa subterránea y aérea) de 0,20. La reserva total de COS en los 20 cm superiores del suelo (COS-S₂₀) fue 60,70 Mg C ha⁻¹ debajo de la copa del árbol

y 43,63 Mg C ha⁻¹ en el área sin cobertura (implantación) para las plantaciones de *C. siliqua*. En este sentido se sabe que la biomasa es el indicador más importante de la capacidad de secuestro de carbono de los bosques; por tanto, su cálculo es fundamental para estimar el balance y la dinámica del carbono forestal, tal y como lo han mencionado Lara *et al.*, 2020.

También se encontró que la reserva de biomasa C, incluida la biomasa aérea y subterránea, fue de 4,30 Mg C ha⁻¹ (50,67 kg árbol⁻¹) y el COS₂₀-S fue de 37,45 Mg C ha⁻¹. La tasa de acumulación de carbono en la biomasa fue de 1,94 kg C árbol⁻¹ año⁻¹ para el período de plantación. Finalmente, la reserva total de C (WS y COS₂₀-S) alcanzó 41,75 Mg ha⁻¹, y un valor total de 4,091,5 Mg C para toda la plantación. Con base en la cartografía de árboles y los modelos utilizados, así como los mapas de distribución con valores predichos de existencias de C en el área plantada mostraron un mosaico de patrones de existencias de C en la plantación de algarrobos. De acuerdo con los resultados obtenidos, la menor inversión en biomasa subterránea de algarrobos en el presente estudio puede estar relacionada con el tipo de bosque.

Del mismo modo se ha demostrado que los datos de ELA de baja densidad a escala regional permiten el uso de una ecuación generalizada para predecir las existencias de C en plantaciones de especies homogéneas basadas en técnicas alométricas. Y a su vez la cartografía detallada obtenida con los datos de ELA representa una imagen confiable de la situación actual de C en plantaciones de encina y alcornoque. Cabe mencionar que estos mapas de alta resolución de la existencia de C en el sitio son útiles para la planificación silvícola y el monitoreo futuro de los cambios potenciales en esta área, en términos de captura de C en los bosques, debido a prácticas silvícolas sostenibles.

Por lo tanto, el desarrollo de modelos de predicción de C basado en ecuaciones regionales abre muchas alternativas a los datos de ELA para estimar las existencias de C en plantaciones forestales mediterráneas a un costo asequible y con buena precisión. El presente estudio ha demostrado que los datos de ELA de baja densidad a escala regional permiten el uso de una ecuación generalizada para predecir las existencias de C en plantaciones de especies homogéneas basadas en técnicas alométricas.

Finalmente, donde la deforestación no puede ser detenida, es necesario un manejo correcto para minimizar las pérdidas de carbono. La reforestación, sobre todo en los suelos degradados con bajo contenido de materia orgánica, será una forma importante de secuestro de carbono a largo plazo, tanto en la biomasa como en el suelo.

6.5. La Restauración Ecológica de Suelos Agrícolas: Mirando al Futuro

Una cuestión clave para todos los agentes involucrados en la restauración ecológica de un ecosistema o región determinada es encontrar el equilibrio adecuado entre el pasado y el futuro. Ante la elevada tasa de alteración ambiental y en un escenario de rápido e intenso cambio climático es más crítico que nunca para balancear la reconstrucción de los sistemas pasados que han sido degradados con el intento de crear sistemas resistentes y resilientes de cara a un futuro climáticamente muy diferente al actual. Mantener un compromiso con la historia será importante para la restauración ecológica en la medida en la que el cambio histórico sirva para comprender la gama de ecosistemas que un lugar concreto puede albergar. El futuro de la restauración ecológica se debe apoyar cada vez más en la noción de restaurar el capital natural y la provisión de bienes y servicios aportados por el ecosistema en cuestión, y no tanto en las métricas basadas en los números y la disposición de los organismos y especies que componen o han compuesto históricamente dicho ecosistema.

El cambio climático es uno de los principales motores del cambio global, es decir, del conjunto de cambios ambientales ocasionados por la actividad humana que trasciende la escala local y que repercuten en el funcionamiento global del planeta. Junto con el cambio climático, bajo el término de cambio global se incluyen los cambios en los usos del territorio, la contaminación, la sobreexplotación de los recursos naturales y la introducción de especies exóticas invasoras, entre otros. Todos los componentes del cambio global interactúan entre sí de forma compleja, reforzándose o atenuándose, pero es el resultado neto de todas estas interacciones lo que hay que valorar en un proyecto de restauración ecológica. Por ello, el primer paso es determinar para cada proyecto, sistema y situación concreta, cuántos y cuáles de todos estos componentes del cambio global están operando y cuáles tendrán un mayor impacto en el corto y medio plazo antes de plantear ningún programa de restauración.

Hay tres momentos particularmente importantes dentro del proceso de restauración en los que el cambio global en general y el cambio climático en particular deben ser tenidos en cuenta de forma explícita y acotada a las circunstancias de la región:

1. En el diagnóstico ecológico de la situación, al valorar el grado y extensión de la degradación sufrida por el ecosistema a restaurar.
2. A la hora de seleccionar el ecosistema de referencia, ya que el pasado no siempre es la mejor o la única referencia para el futuro, y por tanto los ecosistemas que hubo en la zona con anterioridad podrían no servir como modelos que guíen la restauración.

3. En el momento del diseño de las acciones de restauración ecológica, que deben incorporar una mirada amplia y transversal que incluya las tendencias climáticas y ambientales más probables para la zona.

El cambio climático está alterando numerosos servicios ecosistémicos que deben restituirse o preservarse mediante proyectos de restauración ecológica adecuados. Entre los servicios afectados que tienen mayor relación con posibles actuaciones de restauración ecológica destacan los siguientes:

- Modificaciones en el secuestro de carbono por parte de los bosques. En el caso de España, los bosques verán incrementada su producción forestal a lo largo de la primera mitad del siglo XXI, y reducida posteriormente.
- Alteraciones en el balance hídrico. En el caso de los ecosistemas forestales, su expansión favorece la evapotranspiración (potencialmente aumentada por efecto del calentamiento global) en detrimento de la disponibilidad hídrica tanto para recarga del acuífero como para escorrentía superficial y como recurso para los ecosistemas y la sociedad.
- Disminución de la protección contra la erosión del suelo.
- Modificación de los patrones del régimen fluvial de los ríos, con reducción de los caudales de estiaje.
- Afecciones a la respiración del suelo y, consecuentemente, cambios en su balance de carbono orgánico.
- Alteración de los ciclos del nitrógeno y fósforo.

Aparte de todos estos servicios que se están viendo afectados por el cambio climático es preciso considerar que la variabilidad climática se acentúa y con ella la probabilidad de los eventos extremos (sequías, inundaciones, heladas fuera de temporada, huracanes muy destructivos, oleaje intenso, incendios devastadores) que cada año vuelven a superar récords históricos. La restauración ecológica debe encaminarse a reducir el impacto asociado a estos eventos extremos, ofreciendo protección y barreras estructurales que interfieran o ralenticen los flujos de materia y energía (por ejemplo, cordones dunares u otros ecosistemas costeros frente a embates de mar e inundaciones costeras), proporcionando espacio físico para procesos naturales (por ejemplo, llanuras de inundación o humedales continentales con funciones de laminación y retención frente a grandes avenidas).

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES GENERALES

Las principales conclusiones de esta tesis han sido las siguientes:

Tierras agrícolas forestadas en Andalucía

- La forestación de tierras agrarias ha contribuido a crear una estructura de agroecosistemas que ha modificado el patrón de usos del suelo en diferentes comarcas de Andalucía. Esto es especialmente cierto en zonas con mayor presencia de cultivos marginales, donde la forestación se convirtió en una alternativa para tierras con cultivos de muy baja productividad o aprovechamientos ganaderos extensivos. Dado su gran extensión, la integración de los terrenos forestados es clave para la diversificación de paisajes agrarios en un contexto de cambio climático.
- En Andalucía, existen 137,455 hectáreas de tierras agrícolas forestadas, las cuales pueden contribuir a diversificar la producción mediante la implementación de agroecosistemas orientados a la producción de diferentes servicios ambientales.

Tasa de supervivencia y distribución de las plantaciones

- La intersección de los hipervolúmenes, natural y forestado mostró una tendencia constante a lo largo del tiempo, en ambas especies estudiadas en la región de Andalucía.
- El actual mapa de distribución potencial de *Q. ilex* y *P. halepensis* muestra que todavía hay zonas en Andalucía en las que estas especies podrían usarse en trabajos de forestación; es decir, zonas aptas para la reforestación con *Q. ilex* y *P. halepensis*. Sin embargo, la superficie apta para la reforestación disminuirá gradualmente con el tiempo (2011>2070>2099) y de acuerdo con el escenario (SRB1>SRA1B>SRA2).
- Uno de los componentes determinante en nuestra investigación comprende la tasa de supervivencia actual y futura de las plantaciones: en este estudio encontramos que sólo alrededor de 25% (~ 25,500 ha) de la forestación de *Q. ilex* y *P. halepensis* había tenido éxito (tasa de supervivencia >50%); 12,00 y 22,91% para *Q. ilex* y *P. halepensis*, respectivamente, se encontraban en áreas con PO óptima (>70%) y alta tasa de supervivencia (>50%), mientras que el 13 y 5% para *Q. ilex* y *P. halepensis*, respectivamente, se plantaron fuera de las áreas de PO óptima (<70%) pero tenían una alta tasa de supervivencia (>50%).
- Sólo alrededor del 25% de la forestación de *Q. ilex* y *P. halepensis* tuvieron una tasa de supervivencia mayor a 50%, por lo que el análisis de probabilidad futura muestra una

disminución gradual a través del tiempo (2011>2070>2099) y de acuerdo con el escenario (SRB1>SRA1B>SRA2).

- El 90% de la forestación podría estar fuera de la PO óptima de *Q. ilex* y *P. halepensis*, dada su capacidad de adaptarse a una amplia gama de condiciones medioambientales.
- Un avance importante de esta evaluación de las proyecciones del cambio climático con relación a la supervivencia actual bajo los escenarios de cambio climático actuales y futuros previsibles, lo constituye los Modelos de Distribución de Especies (MDE) en conjunto con la información adicional obtenida por observación, proporcionando una base cuantitativa para la estimación de las probabilidades de muchos aspectos del cambio climático futuro, al aproximar y cuantificar la supervivencia de las especies en estudios; evalúa, si las especies se encuentran dentro de la distribución de su potencial de ocurrencia; además, reconoce la severidad de los cambios en el clima bajo los escenarios ilustrativos desde el 2011 hasta el 2099 sobre las especies en estudios, demostrando que, ~ 5% de *Q. ilex* y ~ 33% de *P. halepensis* de la superficie plantada, soportaría el cambio climático.

masa y secuestro de carbono

- Los datos de ELA de baja densidad a escala regional permiten el uso de una ecuación generalizada para predecir las existencias de C en plantaciones de especies homogéneas basadas en técnicas alométricas; lo cual es ideal para estimar las existencias de C en las plantaciones forestales mediterráneas a un costo asequible y con buena precisión.
- Los valores de biomasa arbórea en follaje, ramas, tallos y raíces para algarrobos fueron de 5,35, 14,53, 9,52 y 17,06 kg árbol⁻¹ respectivamente. La estimación de las existencias totales de biomasa de C y COS (basados en ELA) en la forestación de *Ceratonia siliqua* mediante la combinación de modelos de ecuaciones alométricas de biomasa, permitió calcular la reserva de C en la plantación con mayor precisión y a un menor costo.
- Como tal biomasa es considerada el indicador más importante de la capacidad de secuestro de carbono de los bosques; por tanto, su cálculo es fundamental para estimar el balance y la dinámica del carbono forestal, que permita evaluar los servicios ambientales relacionados con la mitigación del cambio climático.

La forestación y el paisaje

- Los procesos de fragmentación del paisaje y conectividad asociados a la forestación en tierras agrícolas entre 1990 y 2018 en el sur de España (Andévalo y Guadix) mostraron la existencia

de relaciones claramente positivas como consecuencia entre la forestación y las funciones del paisaje.

- El incremento de la conectividad del paisaje se debió principalmente al aumento significativo del tipo de uso de la tierra de forestación en contacto con otros usos del bosque como plantaciones de pino (PP), arbustos y dehesas.
- Los paisajes más complejos, con características paisajísticas ecológicas más altas, están vinculados a la expansión de las plantaciones forestales promovidas por el esquema de forestación de la UE como un importante motor de la diversificación del paisaje.
- El esquema europeo de forestación contribuye a crear nuevas áreas naturales en paisajes agrícolas dominados, y esto ha sido particularmente positivo en las áreas mediterráneas de España. La promoción de estas políticas ha sido particularmente efectiva para mejorar la complejidad y funcionalidad del paisaje, la biodiversidad, los servicios ambientales y la resiliencia a las perturbaciones antrópicas y naturales.
- Finalmente, es importante considerar los resultados obtenidos en este trabajo de investigación dado que aporta recomendaciones, así como implicaciones prácticas y, a su vez, da la pauta a futuras líneas de investigación en el avance de la sostenibilidad a través del uso de modelos predictivos de distribución de especies forestales, bajo diferentes escenarios de cambio climático; permitiendo de esta manera implementar mejores y adecuadas técnicas de forestación y sistemas agroforestales.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah, S.A., & Nakagoshi, N. (2007). Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia. *Forest ecology and Management*, 241(1-3), 39-48.
- Abebe, G., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Takeshi, T., Wondie, M., Adgo, E., Masunaga, T., Tsubo, M., Ebabu, K., Berihun, M.L., & Tassew, A. (2020). Effects of Land Use and Topographic Position on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Stocks in Different Agro-Ecosystems of the Upper Blue Nile Basin. *Sustainability* 12, 2425.
- Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, G.A., Villegas, J.C., Breshears, D.D., Zou, C.B., Troch, P.A., & Huxman, T.E. (2009). Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality: implications for regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106:7063-7066.
- Ahlqvist, O., & Shortridge, A. (2010). Spatial and semantic dimensions of landscape heterogeneity. *Landscape Ecology*, 25, 4: 573–590. ISSN 1572-9761.
- Akcakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N., & Hilton-Taylor, C. (2006). Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology* 12:2037- 2043.
- Alvarado, J., Andrade, H., & Segura, M. (2013). Almacenamiento de carbono orgánico en suelos en sistemas de producción de café (*Coffea arabica* L.) en el municipio del Líbano, Tolima, Colombia. *Colombia Forestal*, 16 (1), 21-31.
- Alía R., García Del Barrio J.M., Iglesias S., Mancha J.A., De Miguel J., Nicolás J.L., Pérez Martín F., & Sánchez Ron D. (2009). Regiones de procedencia de especies forestales en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. pp. 163-170.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Appl. Ecol.* 43: 1223-1232.
- Altieri, M.A., & Nicholls, C.I. (2009). Cambio Climático y Agricultura Campesina: Impactos y respuestas adaptativas. LEISA. Vol. 24. Universidad de California, Berkeley USA. 4p.
- Amaral Franco, J. (1986). *Pinus L.* En: Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol I. Lycopodiaceae – Papaveraceae. (Castroviejo S., Laínz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J., Villar L., eds.). Real Jardín Botánico, Madrid. pp. 168-174.
- Anaya-Romero, M, Muñoz-Rojas, M, Ibáñez, B., & Marañón, T. (2016). Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain. *Ecosystem Services* 20: 82-90.
- Antrop, M. (2003). Continuity and change in landscapes. En: Mander Ü. y M. (eds), *Multifunctional Landscapes Vol. 3. Continuity and Change*. WIT Press, Southampton, UK, pp. 1-14.
- Antrop, M. (2005). Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning* 70: 21-34.

- Antrop, M. (2006). From holistic landscape synthesis to transdisciplinarity landscape management. En: Tress, B., Tress, G., Fry, G. y Opdam, P. (eds.). From landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Araújo, M.B., Anderson R.P., Márcia Barbosa, A., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R.B., Zimmermann, N.E., & Rahbek, C. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci. Adv.* 5, eaat4858.
- Araújo, M.B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 42-47.
- Araújo, M.B., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677-1688.
- Araújo, M.B., & Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology, Biogeography* 16:743-753.
- Araújo, M.B., & Pearson, R.G. (2005). Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28:693-695.
- Araujo, M.B., & Peterson, A.T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93(7): 1527-1539.
- Arce-Nazario, J. (2007). Human landscape have complex trajectories: reconstructing Peruvian Amazon landscape history from 1948 to 2005. *Landscape Ecology* 22: 89-101.
- Arribas, P., Abellán, P., Velasco, J., Bilton, D.T., Lobo, J.M., Millán, A., & Sánchez-Fernández, D. (2012). La vulnerabilidad de las especies frente al cambio climático, un reto urgente para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas* 21(3):79-84.
- Balenović, I., Seletković, A., Pernar, R., & Jazbec, A. (2015). Estimation of the mean tree height of forest stands by photogrammetric measurement using digital aerial images of high spatial resolution. *Ann For Res* 58(1), 125-143.
- Banco Mundial. (2012). Turn down the heat, why a 4°C warmer world must be avoided. A Report for the World Bank by the Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics.
- Barbero, M., Loisel, R., & Quézel, P. (1992). Biogeography, ecology and history of mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio* 99, 19-34.
- Barry, L.E., Yao, R. T., Harrison, D.R., Paragahawewa, U.H., & Pannell, D.J. (2014). Enhancing ecosystem services through afforestation: How policy can help. *Land Use Policy*, 39, 135-145.
- Battle, I., & Tous, J. (1997). Carob tree. *Ceratonia siliqua*. International Plant Genetic Resources Institute, Rome.
- Beddington, J., Asaduzzaman, M., Fernandez, A., Clark, M., Guillou, M., Jahn, M, Erda, L., Mamo, T., Van Bo, N., Nobre, C.A., Scholes, R., Sharma, R., & Wakhungu, J. (2011). Lograr la seguridad alimentaria ante el cambio climático: Resumen para responsables de la política de la Comisión sobre la Agricultura Sostenible y el Cambio Climático. Programa de Investigación del CGIAR sobre el Cambio Climático, la Agricultura y la Seguridad Alimentaria (CCAFS). Copenhagen (Dinamarca). Disponible en: www.ccafs.cgiar.org/commission.

- Beguería, S., López-Moreno, J.I., Lorente, A., Seeger, M., & García-Ruiz, J.M. (2003). Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio*, 32 (4), 283-286.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15:365-377.
- Benavides, R., Rabasa, S.G., Granda, E., Escudero, A., Hódar, J.A., Martínez-Vilalta, J., Rincón, A.M., Zamora, R., & Valladares, F. (2013). Direct and indirect effects of climate on demography and early growth of *Pinus sylvestris* at the rear edge: Changing roles of biotic and abiotic factors. *PLoS ONE* 8(3): e59824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059824>.
- Benayas, J.M.R., & Bullock, J.M. (2012). Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems*, 15(6), 883-899.
- Bender, O., Boehmer, H.J., Jens, D., & Schumacher, K.M. (2005). Using GIS to analyze long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and Urban Planning* 70: 111-125.
- Beniston, M. (1994). *Mountain environments in changing climates*. Routledge, New York. 461 p.
- Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., & Sainz Ollero, H. (2008). Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Appl. Veg. Sci.* 11: 169-178.
- Birch, C., Oom, S., & Beecham, J. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling*, 206: 347-359.
- Blanco, E., Casado, M.A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Genova, M., Gómez, A., Gómez, F., Moreno, J.C., Morla, C., Regato, P., & Sainz, H. (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona.
- Blonder, B. (2018). Hypervolume concepts in niche- and trait-based ecology. *Ecography* 41: 1441-1455.
- Boisvenue, C., & Running, S.W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity—evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12:1-12.
- Bona, L., Aramburu, M.P., & Cifuentes, P. (1997). Seguimiento del Programa de Reforestación de Tierras Agrarias en su contexto medioambiental y socioeconómico. En: F. Puertas Tricas y M. Rivas (eds.), *Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso y II Congreso Forestal Español IRATÍ-97*, VI:21-26.
- Booth, T.H. (2018). Why understanding the pioneering and continuing contributions of BIOCLIM to species distribution modelling is important. *Austral Ecol.* 43(8): 852-860.
- Böttcher, H., & Lindner, M. (2010). Managing forest plantations for carbon sequestration today and in the future. In *Ecosystem goods and services from plantation forests* (pp. 59-92). Routledge.
- Boulangeat, I., Gravel, D., & Thuiller, W. (2012). Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters* 15:584-593.
- Briffa, K.R., Schweingruber, F.H., Jones, P.D., Osborn, T.J., Shiyatov, S.G., & Vaganov, E.A. (1998). Reduced sensitivity of recent tree-growth to temperature at high northern latitudes. *Nature* 391:678-682.
- Brovkin, V., Claussen, M., Driesschaert, E., Fichet, T., Kicklighter, D., Loutre, M.F., Matthews, H.D., Ramankutty, N., Schaeffer, M., & Sokolov, A. (2006). Biogeophysical effects of historical

land cover changes simulated by six Earth system models of intermediate complexity. *Climate Dynamics*.

- Brown, S., Lugo, A., & Chapman, J. (1986). Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(2): 390-394.
- Brus, D., Hengeveld, G., Walvoort, D., Goedhart, P., Heidema, A., Nabuurs, G., & Gunia, K. (2012). Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research* 131(1): 145-157.
- Büntgen, U., Frank, D.C., Kaczka, R.J., Verstege, A., Zwijackz-Kozica, T., & Esper, J. (2007). Growth responses to climate in a multi-species tree ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiology*. 27:689-702.
- Burdett, A.N., Simpson, D.G., & Thompson, C.F. (1983). Root development and plantation establishment success. *Plant Soil* 71(1-3), 103-110.
- Bürgi, M., Hersperger, A.M., & Schneeberger, N. (2004). Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology* 19: 857-868.
- Burrascano, S., Chytrý, M., Kuemmerle, T., Giarrizzo, E., Luysaert, S., Sabatini, F.M., & Blasi, C. (2016). Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biol Conserv* 201, 370-376.
- Calfapietra, C., Peñuelas, J., & Niinemets, Ü. (2015). Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends Plant Sci* 20(2), 72-75.
- Calle, M., Urrea, V., Boulesteix, A.L., & Malats, N. (2011). AUC-RF: a new strategy for genomic profiling with random forest. *Hum. Hered.* 72: 121-132.
- Cámara, A. (1999). Temperamento, Aptitud y Aplicaciones del Pino Carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en España. Análisis mediante SIG. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Camarero, J.J., Bigler, C.J., Linares, J.C., & Gil-Pelegrín, E. (2011). Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management*. 262:759-769.
- Carrión, J.S., Fernandez, S., Jiménez-Moreno, G., Fauquette, S., GilRomera, G., González-Samperiz, P., & Finlayson, C. (2010). The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *Journal of Arid Environments* 74(7): 731-736.
- Carrión, J.S., Yll, E.I., Walker, M.J., Legaz, A.J., Cháin, C., & López, A. (2003). Glacial refugia of temperate, mediterranean and ibero-north African flora in south-eastern Spain: New evidence from cave pollen at two Neanderthal man sites. *Global Ecology and Biogeography* 12(2): 119-129.
- Casanova, L.F., Ramírez, A.L., & Solorio S.F.J. (2010). Efecto del intervalo de poda sobre la biomasa foliar y radical en árboles forrajeros en monocultivo y asociados. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12:33-41.
- Castaño-Díaz, M., Álvarez-Álvarez, P., Tobin, B., Nieuwenhuis, M., Afif-Khoury, E., & Cámara-Obregón, A. (2017). Evaluation of the use of low-density LiDAR data to estimate structural attributes and biomass yield in a short-rotation willow coppice: An example in a field trial. *Ann For Sci* 74(4), 69.
- Ceacero, C.J., Díaz-Hernández, J.L., del Campo, A.D., & Navarro-Cerrillo, R.M. (2020). Soil rock fragment is stronger driver of spatio-temporal soil water dynamics and efficiency of water use than cultural management in holm oak plantations. *Soil Till. Res.* 197: 104495.

- Ceballos, L. (1966). Mapa forestal de España. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- CENUMAT. (1992). Programa 21. Conferencia de Naciones Unidas sobre Medioambiente y Desarrollo. Río de Janeiro.
- Ciesla, W. (1995). Cambio climático, bosques y ordenamiento forestal, unavisión de conjunto. Organización de las Naciones Unidas para laAgricultura y la Alimentación, Roma. 146 p.
- Combe, J.,&Budowski, G. (1979). Clasificación de las técnicas agroforestales. En G. de las Salas (ed.). Taller Sistemas Agroforestales en América Latina.Actas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. pp. 37-48.
- Costa Tenorio, M., Morla Juaristi, C,& Sainz Ollero, H. (1998). Los Bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica. Geoplaneta, Barcelona.
- Costa, M., Morla, C., &Sainz, H. (1997). Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Planeta Edn., Barcelona, España.
- Cruz Villalón, J. (1983). Transformaciones recientes en la agricultura andaluza. Revista de Estudios Andaluces, 1, 69–84.
- Chapin, F.S., III, Zaveleta, E.S., Eviner, V-T., Naylor, R.L., Vitousek, S.P.,Lavorel, M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Sala, O.E., Hobbie, S.E.,Mack, M.C.,& Diaz, S. (2000).Consequencesofchangingbioticdiversity. Nature 405: 234-242.
- Chiti, T., Papale, D., Smith, P., Dalmonech, D., Matteucci, G., Yeluripati, J., &Valentini, R. (2010). Predicting changes in soil organic carbon in mediterranean and alpine forests during the Kyoto Protocol commitment periods using the CENTURY model. Soil Use Manag 26(4), 475-484.
- Dawson, B., & Spannagle, M. (2009).The complete guide to climate change. Routledge, New York. 436 p.
- De Luis, M., Gričar, J., Čufar, K., &Raventós, J. (2007). Seasonal dynamics of wood formation in Pinus halepensis from dry and semi-aridecosystemsinSpain.IAWA Journal. 28:389-404.
- De Miguel, A., Kallache, M., &García-Calvo, E. (2015). The water footprint of agriculture in Duero River Basin. Sustainability 7 (6), 6759-6780.
- De Montis, A., Martín, B., Ortega, E., Ledda, A., & Serra, V. (2017). Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. Land use policy, 64, 83-94.
- Del Río, M., Barbeito, I., Bravo-Oviedo, A., Calama, R., Cañellas, I., Herrero, C., &Bravo, F. (2008). Carbon sequestration in Mediterranean pine forests. In Managing forest ecosystems: the challenge of climate change (pp. 221-245). Springer, Dordrecht.
- Duffy, P.D., &Ursic, S.J. (1991).Land rehabilitation success in the Yazoo basin, USA. Land Use Policy; 8:196–205.
- Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R.M., &Ruíz-Gómez, F.J. (2018a). Assessment of the future stability of cork oak (*Quercus suber* L.) afforestation under climate change scenarios in Southwest Spain. Forest Ecol.Manag.409: 444-456.
- Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R.M., van Gils, H., &Groen, T.A. (2018b). Forecasting oak decline caused by *Phytophthora cinnamomi* in Andalusia: Identification of priority areas for intervention. Forest Ecol.Manag.417: 122-136.

- Duque-Lazo, J., van Gils, H., Groen, T.A., & Navarro-Cerrillo, R.M. (2016). Transferability of species distribution models: The case of *Phytophthora cinnamomi* in Southwest Spain and Southwest Australia. *Ecol. Model.* 320: 62-70.
- Dunjó, G., Pardini, G., & Gispert, M. (2004). The role of land use-land cover on runoff generation and sediment yield at a microplot scale, in a small Mediterranean catchment. *Journal of Arid Environments*, 57:99-116.
- Duraiappah, A., Naeem, S., Agardi, T., Ash, N., Cooper, D., & Díaz, S. (eds.). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 100 pp.
- Elith, J., & Franklin, J. (2013). Species Distribution Modeling. In: Editor-in-Chief: Simon, A.L. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Academic Press, Waltham, pp. 692-705.
- Elith, J., & Leathwick, J. (2009). Species distribution models: Ecological explanation, prediction across space, time. *Annual Reviews for Ecology, Evolution, Systematics* 40:677-697.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Transformación antropogénica de los biomas, 1700 a 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19 (5), pp. 589-606, doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>.
- Engler, R., Randin, C.F., Vittoz, P., Czaka, T., Beniston, M., Zimmermann, N.E., & Guisan, A. (2009). Predicting future distributions of mountain plants under climate change: Does dispersal capacity matter? *Ecography* 32:34-45.
- Engler, R., Hordijk, W., & Guisan, A. (2012). The MIGCLIM R package - seamless integration of dispersal constraints into projections of species distribution models. *Ecography* 35:872-878.
- Ernault, A., Bureau, F., & Poudevigne, I. (2003). Patterns of organization in changing landscapes: implications for the management of biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 239- 251.
- Escarre, J., Houssard, C., & Debussche, M. (1983). Évolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région mediterranee: étude des succesion dans les Garrigues du Montpellierais (France). *Acta Oecologia* 4:22-239.
- FAO. (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos - 96. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 76 p.
- FAO. (2006). Los bosques y el cambio climático. Disponible en: <http://www.fao.org/newsroom/es/focus/2006/1000247/index.html>
- FAO. (2007). El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Pagos a los agricultores por servicios ambientales. Agricultura - 38. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, 255 p.
- FAO. (2010). How to feed the World in 2051.
- FAO. (2014). World Reference base for soil resources. Roma.
- FAO. (2019). Información y Análisis para el Manejo Forestal Sostenible: Integrando Esfuerzos Nacionales e Internacionales en 13 Países Tropicales en América Latina. Proyecto GCP/RLA/133/EC. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ad397s/AD397s03.htm#TopOfPage>.
- Farina, A. (1997). Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology* 12: 365-378.
- Farina, A. (2006). Principles and methods in landscape ecology: towards science of landscape. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

- Farrel, John, & Altieri, Miguel. (1996). Sistemas Agroforestales: En Módulo de Diseño y Manejo de Agro ecosistemas de III Curso sobre Agro ecología y Desarrollo Rural. CLADES. Lima Perú.
- Feddema, J., Oleson, K.W., Bonan, G.B., Mearns, L., Buja, L.E., Meehl, G.A., & Washington, W.M. (2005). The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. *Science*. Vol 310: 1674-1678.
- Federici, S., Tubiello, F.N., Salvatore, M., Jacobs, H., & Schmidhuber, J. (2015). New estimates of CO2 forest emissions and removals: 1990–2015. *Forest Ecol Manag* 352, 89-98.
- Felicísimo, A.M. (coord.).(2011). Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, España.
- Felicísimo, A.M., Muñoz, J., & Mateo, R.G. (2012). Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático y propuestas de actuación. *Ecosistemas* 21(3):1-6.
- Fernández Getino, A.F., Ruiz-Peinado, R., González, G.M., & Palomares, O.S. (2008). Estimación del CO2 fijado en suelos y árboles de los rebollares de *Quercus pyrenaica* en la provincia de Ourense. *Cuad Soc Esp Cien For* 25, 179–184.
- Fernández-Cancio, A., Manrique-Menéndez, E., Navarro-Cerrillo, R.M., & Fernández-Fernández, R. (2004). Fitoclimatología de las especies mediterráneas de *Quercus* ante un escenario de cambios climáticos en el clima. En: Tuset, J.J. y Sánchez, G. 2004. (eds.). *La Seca: El decaimiento de encinas, alcornoques y otros Quercus en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- Fernández-Habas, J., Fernández-Rebollo, P., Casado, M.R., García Moreno, A.M., & Abellanas, B. (2019). Spatio-temporal analysis of oak decline process in open woodlands: A case study in SW Spain. *J. Environ. Manag.* 248: 109308.
- Fernández-Ondoño, F., Rojo Serrano, L., Jimenez, M.N., Navarro, F.B., Díez, M., Martín, F., Fernández, J., Martínez, F.G., Roca, A., & Aguilar, J. (2010). Afforestation improves soil fertility in south-eastern Spain. *Eur J For Res* 129: 707-717
- Fischlin, A., & Midgley, G.F. (2007). Ecosystems, their properties, goods and services. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., & Hanson, C.E. (eds.).
- Foley, J.A., Heil Costa, M., Delire, C., Ramankutty, N., & Snyder, P. (2003). Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Front Ecol Environ* 2003; 1(1): 38–44.
- Fonseca, F., de Figueiredo, T., & Martins, A. (2011). Survival and early growth of mixed forest stands installed in a Mediterranean Region: Effects of site preparation intensity. *Forest Ecol. Manag.* 262: 1905-1912.
- Forman, R.T.T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley, New York. pp. 179-200.
- Forman, R.T.T. (1997). *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, New York (U.S.A).
- Gálos, B., Hagemann, S., Hänsler, A., Kindermann, G., Rechid, D., Sieck, K., & Jacob, D. (2013). Case study for the assessment of the biogeophysical effects of a potential afforestation in Europe. *Carbon balance and management*, 8(1), 3.
- Ganz, S., Käber, Y., & Adler, P. (2019). Measuring tree height with remote sensing—A comparison of photogrammetric and LiDAR data with different field measurements. *Forests* 10(8), 694.

- García, A. (2018). La materia orgánica (MOS) y su papel en lucha contra la degradación del suelo. En: Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Quito, Ecuador, Memorias, 18 p.
- García, A., Laurín, M., Llosá, M. J., González, V., Sanz, M. J., & Porcuna, J. L. (2008). Contribución de la agricultura ecológica a la mitigación del cambio climático en comparación con la agricultura convencional. *Agroecología*, 1, 75-88. Recuperado a partir de <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/169>.
- García-Feced, C., Saura, S., & Elena-Rosselló, R. (2011). Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management*, 261(1), 154-161.
- García-Ruiz, J.M., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Ortigosa, L., White, S., González, C., & Martí, C. (1996). Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, 11 (5), 267- 277.
- García-Ruiz, J.M. (2010). The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena*, 81 (1), 1-11.
- García Ruiz, J.M., & Lana-Renault, N. (2011). Una revisión de los efectos hídricos y erosivos del abandono de tierras en España. *Geographicalia*, 59-60: 125-135.
- Gärtner, S., & Reif, A. (2004). The impact of forest transformation on stand structure and ground vegetation in the southern Black Forest, Germany. *Plant and Soil*, 264: 25-34.
- Gavilán, R.G. (2008). La vegetación de alta montaña. In *Avances en biogeografía*, M. Redondo, M. Palacios, F. López, T. Santamaría y D. Sánchez (eds.). Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Geografía e Historia, Madrid. p. 165-174.
- Gay, C. (2000). El Cambio climático, el problema global más importante del futuro. *Gaceta UNAM*, Noviembre 13. No. 3411: 12-13.
- Geri, F., Rocchini, D., & Chiarucci, A. (2010). Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning*, 95(1-2), 46-53.
- Gil, L., Díaz-Fernández, P.M., Roldán, M., Alía, R., Agúndez, D., De Miguel, J., Martín, S., & de Tuero, M. (1996). Las regiones de procedencia de *Pinus halepensis* Mill. en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63(2): 90-104.
- Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I.M., Mendoza, I., Matías, L., Quero, J.L., Castro, J., Zamora, R., & Marañón, T. (2008). Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos* 117: 1683-1699.
- Gómez-Aparicio, L., Valladares, F., & Zamora, R. (2006). Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. *Tree Physiol.* 26: 947-958.
- Gómez-Aparicio, L., García-Valdes, R., Ruiz-Benito, P., & Zavala, M.A. (2011). Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414.
- Gómez-Jover, F., & Jiménez, F.J. (1997). Un programa de forestación de superficies agrarias (Legislación y aplicación). MAPA. Madrid.

- González, R., &Álvarez, A. (2004). El Mapa Forestal de España, una obra secular (1868-1966) concluida por Luis Ceballos, *Eria*, 64-64, 285–318.
- Gray, P. (2005). Impacts of climate change on diversity in forested ecosystems: Some examples. *The Forestry Chronicle* 81:655-661.
- Grossnickle, S.C. (2012). Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New For.* 43(5-6): 711-738.
- Grubb, P.J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- Guerra-Hernández, J., Tomé, M., &González-Ferreiro, E. (2016). Using low density LiDAR data to map Mediterranean forest characteristics by means of an area-based approach and height threshold analysis. *Rev Teled* (46), 103-117.
- Guisan, A., &Zimmermann, E. (2000). Modelos predictivos de distribución de hábitat en ecología. *Ecol Model* 135 (2-3): 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9).
- Guisan, A., &Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Gutiérrez, D., Fernández, P., Seymour, A.S., &Jordano, D. (2005). Habitat distribution models: are mutualist distributions good predictors of their associates? *Ecological Applications* 15:3-18.
- Hansen, A.J., Neilson, R.P., Dale, V.H., Flather, C.H., Iverson, L.R., Currie, D.J., Shafer, S., Cook, R., & Bartlein, P.J. (2001). Global change in forests: Responses of species, communities, and biomes interactions between climate change and land use are projected to cause large shifts in biodiversity. *BioScience* 51(9): 765-779.
- Hardy, J. (2003). *Climate change causes, effects and solutions*. Willey, New York. 247 p.
- He, Q., & Bertness, M.D. (2014). Extreme stresses, niches, and positive species interactions along stress gradients. *Ecology* 95: 1437-1443.
- Heller, N.E., & Zavaleta, E.S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142:14-32.
- Henders, S., Persson, & U.M., Kastner, T. (2015). Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environ Res Lett* 10(12), 125012.
- Henry, M., & Bombelli, A. (2013). GlobAllomeTree: International platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment *iForest* 6: 326-330.
- Henry, M., Picard, N., Trotta, C., Manlay, R.J., Valentini, R., Bernoux, M., & Saint-André, L. (2011). Estimating tree biomass of Sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. *Silva Fenn* 45: 477–569.
- Herranz, J.M. (2000). Aspectos botánicos y ecológicos del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill). *Cuadernos de la Sociedad de Ciencias Forestales*, 10, 13-17.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J., & Hijmans, R.J. (2017). Dismo: Species Distribution Modeling. In R package (version 1.1-4).
- Hodgson, J.A., Thomas, C.D., Wintle, B.A., & Moilanen, A. (2009). Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46:964-969.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., & Thomas, C.D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48:148-152.

- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P., & Thomas, C.D. (2008). Assisted colonization and rapid climate change. *Science* 321:345-346.
- Houghton, R.A. (2005). Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Glob Change Biol* 11(6), 945-958.
- Howlett, D., Moreno, G., Mosquera-Losada, M.R., Nair, P., & Nair, V. (2011). Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *J Environ Monit* 13, 1897–1904. https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_reas/r148_03.pdf.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15:56-61.
- Huntington, T.G. (2006). Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology*, 319:83-95.
- Humbert, B. (1991). Changing land uses in Provence (France). Multiple use as a management tool, *Options Méditerranéennes*, 15:31-52.
- Hyrigoren, A., Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Franco, J., & Rachid-Casnati, C. (2021). Stand biomass estimation methods for *Eucalyptus grandis* and *Eucalyptus dunnii* in Uruguay. *Bosque* (in press).
- Ibáñez, I., Katz, D.S., Peltier, D., Wolf, S.M., & Connor Barrie, B.T. (2014). Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess–multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*, 102(4), 882-895.
- Ibrahim, M., Chacón, M., Cuartas, C., Naranjo, J., Ponce, G., Vega, P., Casasola, F., & Rojas, J. (2007). Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 45: 27-36.
- Iglesias, J.M. (2011). Sistemas de producción agroforestales. Capacitación y análisis en: “conceptos generales y definiciones” *Rev.sist.prod.agroecol.* Vol. 2.No1.
- IGME.(1977). Mapa Geológico de España E. 1:50000. Hoja nº 1034 (Lebrija). Segunda serie MAGNA.
- IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change). (2007). Cambio climático 2007: informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático, R. Pachauri y A. Reisinger (eds.). Ginebra. 104 p.
- IPCC. (2013). Resumen para responsables de políticas. En: Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S].
- IPCC.(2002). Gitay, H., Suarez, A., Watson, R., & Dokken, D. (Ed). Cambio climático y biodiversidad. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 93 p.
- IPCC.(2000). Informe especial del IPCC. Escenarios de emisiones. Grupo Intergubernamental de expertos sobre cambio climático. Cambridge University Press, London, UK.
- IPCC. (2007). Climate change, fourth assessment report. Cambridge University Press, London, UK.

- IPCC. (2019). Calentamiento global de 1,5 °C. Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza. Intergovernmental Panel on Climate Change. Pp 94.
- Jiménez, M.P., Díaz-Fernández, P.M., Iglesias, S., De Tuero, M., & Gil, L., (1996). Regiones de procedencia de *Quercus ilex* L. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, MAPA, Madrid.
- Jiménez, M.N., Fernández-Ondoño, E., Ripoll, M.Á., Castro-Rodríguez, J., Huntsinger, L., & Navarro, F.B. (2016). Stones and Organic Mulches Improve the *Quercus ilex* L. Afforestation Success Under Mediterranean Climatic Conditions. *Land Degrad. Develop.* 27: 357-365.
- Jiménez, M.N., Navarro, F.B. (2014). Programa de forestación de tierras agrarias en Andalucía: legislación y situación actual. Granada. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. IFAPA.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., & Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity, Distributions* 14(6):885-890.
- Jomaa, I., Audab, Y., Abi Saleh, B., Hamze, M., & Safi, S. (2008). Landscape spatial dynamics over 38 years under natural and anthropogenic pressures in Mount Lebanon Landscape and urban planning 87 (1), 67–75.
- Jump, A.S., Hunt, J.M., & Peñuelas, J. (2006). Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob Chang Biol* 12(11): 2163-2174.
- Jump, A.S., & Peñuelas, J. (2005). Running to stand still: Adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8(9): 1010- 1020.
- Junta de Andalucía. (2018). Red de Información Ambiental de Andalucía. (REDIAM). In: Consejería de Agricultura, P.y.M.A. (Ed.), Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Kareiva, P.C. (Coord.). (2008). Synthesis and conclusions. En: Julius, S.H., West, J.M., (eds.). Preliminary Review of Adaptation Options for Climate-Sensitive Ecosystems and Resources, pp. 622-689. Environmental Protection Agency. Washington DC, USA.
- Kass, D.C.L. (1992). Agroforestales. Conferencia Curso Internacional “Desarrollo de Sistemas Agroforestales”. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 5 p. (Mimeo).
- Keenan, R.J. (2015). Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. *Ann For Sci* 72(2), 145-167.
- Kemppinen, K.M., Collins, P.M., Hole, D.G., Wolf, C., Ripple, W.J., & Gerber, L.R. (2020). Global reforestation and biodiversity conservation. *Conservation Biology*.
- Kizildag, N., Darici, C., Aka, & Saglikler, H. (2014). Influence of different parent materials on litter decomposition in the East Mediterranean region. *Pak J Bot* 46(3), 875-879.
- Knapp, N., Fischer, R., & Huth, A. (2018). Linking lidar and forest modeling to assess biomass estimation across scales and disturbance states. *Remote Sens Environ* 205, 199-209.
- Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, Ö., Korhonen, K.T., Mundhenk, P., & Stinson, G. (2015). Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecol Manag* 352, 21-34.

- Kreyer, D., & Zerbe, S. (2006). Short-lived tree species and their role as indicators for plant diversity in the restoration of natural forests. *Restoration ecology* 14 (1), 137-147.
- Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N.M., & Hoekstra, J. (2010). Ecological connectivity for a changing climate. *Conservation Biology* 24:1686-1689.
- Kumar, P. (Ed.) (Eds.). (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. UNEP/Earthprint. Hertfordshire, Reino Unido.
- Laganière, J., Angers, D., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Glob Chang Biol* 16: 439–453.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fisher, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Xiubin, L., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., & Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Lara-Gómez, M.A., Navarro-Cerrillo, R.M., Ceacero, C.J., Ruiz-Gómez, F.J., Díaz-Hernández, J.L., & Rodríguez, G.P. (2020). Use of Aerial Laser Scanning to Assess the Effect on C Sequestration of Oak (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp-Q. suber L.) Afforestation on Agricultural Land. *Geosciences* 10(2), 41.
- Larrey-Lassalle, P., Esnouf, A., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R. K., & Loiseau, E. (2018). A methodology to assess habitat fragmentation effects through regional indexes: illustration with forest biodiversity hotspots. *Ecological Indicators*, 89, 543-551.
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., & Arnáez, J. (2015). Managing abandoned farmland to control the impact of re-vegetation on the environment. The state of the art in Europe. *Environ Sci Pol* 52, 99–109
- Lasanta, T. (1988). The process of desertion of cultivated areas in the Central Spanish Pyrenees. *Pirineos*, 132, 15-36.
- Lasanta, T. (1989). *Evolución reciente de la agricultura de montaña: El Pirineo Aragonés*, Logroño, Geoforma Ediciones, 220 pp.
- Lasanta, T., Beguería, S., & García-Ruiz, J.M. (2006). Geomorphic and hydrological effects of traditional shifting agriculture in a Mediterranean mountain, Central Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development*, 26 (2), 146-152.
- Lasanta, T., Gonzalez-Hidalgo, J.C., Vicente-Serrano, S., & Sferi, E. (2006). Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landscape and urban planning* 78 (1-2), 101–114.
- Le Quéré, C., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., & Arneeth, A. (2018). Global carbon budget 2018. *Earth Syst Sci Data*, 10(4), 2141-2194.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., & Friedlingstein, P. (2009). Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature geoscience* 2(12), 831-836.
- Lenoir, J., Gegout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320(5884): 1768-1771.
- Lesschen, J.P., Kok, K., Verburg, P.H., & Cammeraat, L.H. (2007). Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena*, 71 (1), 110- 121.

- Lesschen, J.P., Cammeraat, L.H., & Nieman, T. (2008). Erosion and terrace failure due to agricultural land abandonment in a semiarid environment. *Earth Surface Processes and Landform*, 33 (10), 1574-1584.
- Levin, S.A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6):1943-1967.
- Li, D., Niu, S., & Luo, Y. (2012). Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: A meta-analysis. *New Phytol* 195, 172–181.
- Lines, E.R., Coomes, D.A., & Purves, D.W. (2010). Influences of Forest Structure, Climate and Species Composition on Tree Mortality across the Eastern US. *PLoS ONE*. 5:e13212.
- Li, W., Clauzel, C., Dai, Y., Wu, G., Giraudoux, P., & Li, L. (2017). Improving landscape connectivity for the Yunnan snub-nosed monkey through cropland reforestation using graph theory. *Journal for Nature Conservation*, 38, 46-55.
- Li, X., Lu, L. Cheng, G., & Xiao, H. (2001). Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments*, 48: 521- 535.
- Linares, J.C., & Tiscar, P.A. (2010). Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiology* 30:795-806.
- Linares, J.C., & Tiscar, P.A. (2011). Buffered climate change effects in a Mediterranean pine species: range limit implications from a tree-ring study. *Oecologia* 167:847-859.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecol. Manag.* 259: 698-709.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., GarcíaGonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolstrom, M., Lexer, M.J., & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest ecology and management* 259(4): 698-709.
- Lloret, F. (2012). Vulnerabilidad y resiliencia de los ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21(3):85-90.
- López-Bermúdez, F. (1994). Degradación del suelo: ¿fatalidad climática o malgestión humana? Hacia una gestión sostenible del recurso en el contexto mediterráneo (Soil degradation: climatic causes or human management? Towards a sustainable management of the resource in the Mediterranean region. In Spanish). *Papeles de Geografía*. 20, 49–64.
- López-Tecpoyotl, G. (1992). *Sistemas Agroforestales*. Puebla, Pue.: SAGARPA. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Pp.2-5.
- López-Tirado, J., & Hidalgo, P.J. (2014). A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: A reliable management tool for reforestation. *Forest Ecol. Manag.* 330: 105-114.
- López-Tirado, J., & Hidalgo, P.J. (2016). Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecol.* 217: 451-463.
- López-Tirado, J., & Hidalgo, P.J. (2018). Predicting suitability of forest dynamics to future climatic conditions: the likely dominance of Holm oak [*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.] and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.). *Annals Forest Sci.* 75: 19.

- López-Tirado, J., Vessella, F., Schirone, B., & Hidalgo, P.J. (2018). Trends in evergreen oak suitability from assembled species distribution models: assessing climate change in south-western Europe. *New For.* 49(4): 471-487;
- Lorenz, K., & Lal, R. (2010). Carbon sequestration in forest ecosystems. *Dordrecht Manage.* 22 (3), 459–470.
- Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 443-454. Moreno G, Pulido F. (2009). The functioning, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*. Springer Science Business Media B.V., Dordrecht, pp 127-160.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutiérrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59 (1), 47-69.
- MAGRAMA. (2007). Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3). Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de España, Madrid.
- Mann, L.K. (1986). Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Sci* 142, 279-288.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). (1996). Anuario de Estadística Agraria. Año 1994. Secretaría General Técnica. MAPA. Madrid.
- MAPA. (2006). Forestación de Tierras Agrícolas: análisis de su evolución y contribución a la fijación del carbono y al uso racional de la tierra. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 374pp.
- Marcucci, D. (2000). Landscape history as a planning tool. *Landscape and Urban Planning* 49: 67-81.
- Martín-Benito, D., Heinrich, I., Helle, G., del Río, M., & Cañellas I. (2010). Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *Forest Ecology and Management* 259:967-975.
- Martín-Benito, D., Kint, V., del Río, M., Muys, B., & Cañellas I. (2011). Growth responses of West-Mediterranean *Pinus nigra* to climate change are modulated by competition and productivity: past trends and future perspectives. *Forest Ecology and Management* 262:1030-1040.
- Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., & Breshears, D.D. (2012). Drought-induced forest decline: causes, scope and implications. *Biology Lett.* 1059.
- Martínez-Vilalta, J., Aguadé, D., Banqué, M., Barba, J., Curiel Yuste, J., Galiano, L., Garcia, N., Gómez, M., Hereş, A.M., López, B.C., Lloret, F., Poyatos, R., Retana, J., Sus, J., Vayreda, J., & Vilà-Cabrera, A. (2012). Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21(3):15-21.
- Mateo, R.G., Felicísimo, Á.M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217-240.
- Matías, L. (2012). Cambios en los límites de distribución de especies arbóreas como consecuencia de las variaciones climáticas. *Ecosistemas* 21(3):91-96.
- McConnell, W.J., Sweeney, S., & Mulley, B. (2004). Physical and social access to land: spatio-temporal patterns of agricultural expansion in Madagascar. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 101, 171-184.

- McGarigal, K., & Marks, B. (1995). FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure v2.0 (unpublished computer program user manual and guide). Oregon State University, Corvallis.
- McGarigal, K. (2005). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available from: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>.
- McGarigal, K. (2014). Landscape pattern metrics. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.
- McGaughey, R.J. (2008). FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station
- McKenzie, D., Peterson, D.W., Peterson, D.L., & Thornton, P.E. (2003). Climatic and biophysical controls on conifer species distributions in mountain forests of Washington State, USA. *J. Biogeogr.* 30, 1093–1108.
- McMahon, S.M., S.P., Harrison, W.S., Armbruster, P.J., Bartlein, C.M., Beale, M.E., Edwards, J., Kattge, G., Midgley, X., Morin, & I.C., Prentice (2011). Improving assessment and modelling of climate change impacts on global terrestrial biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 26:249-259.
- MEA. (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington D.C., Estados Unidos.
- Medley, K.E., Okey, B.W., Barret, G.W., Lucas, M.F., & Renwick, W.H. (1995). Landscape change with agricultural intensification in a rural watershed southeastern Ohio, USA. *Landscape ecology* 10(3)161-176.
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica en bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 8:581-589.
- Merow, C., Smith, M.J., Edwards, T.C., Guisan, A., McMahon, S.M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R.O., Zimmermann, N.E., & Elith, J. (2014). What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography* 37: 1267-1281.
- Mielcarek, M., Stereńczak, K., & Khosravipour, A. (2018). Testing and evaluating different LiDAR-derived canopy height model generation methods for tree height estimation. *Int J Appl Earth Obs Geoinf*, 71, 132-143.
- Mitchell, M. G., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2013). Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 16(5), 894-908.
- MMA-DGCOMA. (2000). Estrategia forestal Española. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Montagnini, F. (2006). Environmental services of agroforestry systems. USA: Food Products Press.
- Montagnini, F., Somarriba, E., Murgueitio, E., Fassola, H., & Eibl, B. (2015). Sistemas agroforestales. Funciones productivas, socioeconómicas y ambientales. Turrialba, Costa Rica: CATIE. Cali, Colombia: Fundación CIPAV.
- Montagnini, F., Prevet, L., Thrupp, L.A., Beer, J., Borel, R., Budowski, G., Espinoza, L., Heuvelink, J., Reiche, C., Russo, R., Salazar, R., Alfaro, M., Rojas, I., Berstch, F., Fernandes, E., Gonzalez, M., Alvim, R., Shaheduzzaman, M.D., & Nichols, D. (1992). Sistemas agroforestales. Principios y aplicaciones en los trópicos. Organización para Estudios Tropicales. San José, Costa Rica. 602 p. Disponible en: <http://payfo.ihatuey.cu/Revista/v22n2/body/pyf01299.htm>.

- Montiel, M.C., & Galiana, M.L. (2004). La Reforestación de Paisajes Forestales a Través de La Forestación de Tierras Agrarias. Actas de la III Reunión sobre Sistemas Agroforestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Cuad. Soc. Esp. Cien. For. 2004, 17, 193–198.
- Montiel, C., Galiana, L., & Navarro, R. (2003). Participación de las sociedades rurales en la forestación de tierras agrarias. En: J. S. García Marchante y C. Vázquez Varela (eds.). Las relaciones entre las comunidades agrícolas y el monte: 93-124. Universidad de Castilla-La Mancha. Cuenca.
- Morán-Ordóñez, A., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., & Wintle, B.A. (2016). Evaluación de 318 modelos de distribución de especies a escala continental en un horizonte de predicción de 60 años: ¿qué factores influyen en la fiabilidad de las predicciones? *GlobEcolBiogeogr* 26 (3): 371–384. <https://doi.org/10.1111/geb.12545>.
- Moreira, J. M. (2006). El sistema de información geográfica-ambiental de Andalucía. Del SINAMBA a la Red de Información Ambiental de Andalucía. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* (6), 4-10.
- Moreira, J.M. (1994). Capacidad de uso y erosión del suelo. Aproximación a una valoración económica de la erosión de Andalucía. *Rev. Paralelo 37º*, nº16 1993/1994 pp. 107-114. ed. Inst. Estudios Almerienses.
- Moreno Bueno, T. (2008). Breve crónica de un siglo de Catastro en España (1906-2002). *CT Catastro* 63, 31–60.
- Morin, X., Roy, J., Sonié, L., & Chuine, I. (2010). Changes in leaf phenology of three European oak species in response to experimental climate change. *New Phytologist* 186(4): 900-910.
- Morueta-Holme, N., Flojgaard, C., & Svenning, J.C. (2010). Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal. *PLoS One* 5:e10360.
- Mosquera-Losada, M.R., Moreno, G., Santiago-Freijanes, J.J., Ferreiro-Domínguez, N., & Rigueiro-Rodríguez, A. (2015). Sistemas agroforestales y PAC. *Ambienta* (122), págs. 100-124. mapa.gob.es.
- Mossler, A. (2006). Recovery of native biodiversity under forest plantations. *Forest health and biodiversity news* 10 (1), 1-5.
- Mouillot, F., J.P., Ratte, R., Joffre, D., Mouillot, & S., Rambal. (2005). Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology* 20:101-112.
- Muñoz-Rojas, M.A., Jordán, L.M., Zavala, D., de la Rosa, S.K., Abd-Elmabod, & M., Anaya-Romero. (2015). Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956-2007). *Land Degrad Develop* 26, 168-179.
- Muñoz-Rojas, M., De la Rosa, D., Zavala, L. M., Jordán, A., & Anaya-Romero, M. (2011). Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, Southern Spain (1956–2007). *Science of the total Environment*, 409(14), 2796-2806.
- Muro Morales, J.I., Urteaga, L., Nadal, F. (2002). La fotogrametría terrestre en España (1914-1958), *Investigaciones Geográficas*, 27, 151–172. <http://dx.doi.org/10.14198/INGEO2002.27.06>.
- Mutuo, P.K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C.A., & Verchot, L. (2005). Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 71: 43-54. DOI: 10.1007/s10705-004-5285-6.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853-858.

- Nadal-Romero, E., Cammeraat, E., Pérez-Cardiel, E., & Lasanta, T. (2016). Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean mountain areas. *Agric Ecosyst Environ* 228, 91–100.
- Nagumo, F. (1999). Degraded bare ground distribution and related soil properties in a small river basin of the Mossi Plateau, Burkina Faso. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 70:142–50.
- Nair, P.K.R. (1983). Multiple land-use and agroforestry. In: *Better crops for Food*. CIBA Foundation Symposium 97. P.p. 101-115. Pitman Books, London, England.
- Nair, P.K.R., Gordon, A.M., & Mosquera-Losada, M.R. (2008). Agroforestry. In S. E. Jorgensen, & B. D. Fath (Eds), *Ecological engineering. Encyclopedia of ecology* (pp. 101-110). Oxford, UK: Elsevier.
- Navarrete-Poyatos, M.A., Navarro-Cerrillo, R.M., Lara-Gómez, M.A., Duque-Lazo, J., Varo, M.A., & Palacios Rodríguez, G. (2019). Assessment of the Carbon Stock in Pine Plantations in Southern Spain through ALS Data and K-Nearest Neighbor Algorithm Based Models. *Geosciences*, 9(10), 442.
- Navarro Cerrillo, R.M., Campo García, A.D., & Cortina, J. (2006). Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. In: Cortina, J., Peñuelas, J.L., Puértolas, J., Vilagrosa, A., Savé, R.C. (Eds.), *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Navarro Cerrillo, R.M., Clavero Rumbaó, I., Lorenzo Vidaña, A., Quero Pérez, J.L., & Duque-Lazo, J. (2016). Integración de datos de inventario y modelos de hábitat para predecir la regeneración de especies leñosas mediterráneas en repoblaciones forestales. *Ecosistemas* 25: 6-21.
- Navarro Cerrillo, R.M., Pemán, J., del Campo, A., Moreno, J., Lara, M., Díaz, J., Pousa, F., & Piñón, F. (2009). *Manual de especies para la forestación de tierras agrarias en Andalucía*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Sevilla.
- Navarro Cerrillo, R.M., Palacios Rodríguez, G., Clavero Rumbao, I., Lara, M.Á., Bonet, F.J., & Mesas-Carrascosa, F.J. (2020). Modeling major rural land-use changes using the GIS-based cellular automata metronamica model: The case of Andalusia (Southern Spain). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(7), 458.
- Navarro-Cerrillo R.M., del Campo, A.D., Ceacero, C.J., Quero, J.L., & de Mena, J.H. (2014). On the importance of topography, site quality, stock quality and planting date in a semiarid plantation: Feasibility of using low-density LiDAR. *Ecol. Eng.* 67: 25-38.
- Navarro-Cerrillo R.M., Duque-Lazo, J., Rodríguez-Vallejo, C., Varo-Martínez, M.Á., & Palacios-Rodríguez, G. (2018). Airborne Laser Scanning Cartography of On-Site Carbon Stocks as a Basis for the Silviculture of *Pinus halepensis* Plantations. *Remote Sens.* 10, 1660.
- Navarro-Cerrillo, R.M., González-Ferreiro, E., García-Gutiérrez, J., Ruiz, C.J.C., & Hernández-Clemente, R. (2017). Impact of plot size and model selection on forest biomass estimation using airborne LiDAR: A case study of pine plantations in southern Spain. *J For Sci* 63(2), 88-97.
- Navarro-Cerrillo, R.M., Pemán-García, J., del Campo-García, A., Moreno-Sánchez, J., Lara-Gómez, M.A., Díaz-Hernández, J.L., Pousa-Salvador, F., & Piñón-Castillo, F. (2009). *Manual de Especies Para la Forestación de Tierras Agrarias en Andalucía*. Junta de Andalucía; Consejería de Agricultura y Pesca: Sevilla, Spain.

- Nicolas, A., Gandullo, J.M. (1972). Ecología de los pinares españoles: *Pinus halepensis* Mill. III. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid.
- Nitschke, C., & Innes, J. (2008). A tree and climate assessment tool for modelling ecosystem response to climate change. *Ecological Modelling* 210: 263–277.
- Novara, A., Gristina, L., Sala, G., Galati, A., Crescimanno, M., Cerdà A., Badalamenti, E., & La Mantia, T. (2017). Agricultural land abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem services via soil carbon sequestration. *Sci Total Environ* 576, 420–429.
- Novas, A. (1989). El Sector Forestal y la CEE. Serie Comunidad Económica Europea. ICONA-MAPA. Madrid.
- OECC. (2006). Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Madrid, Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. España.
- Ohlemuller, R., Gritti, E.S., Sykes, M.T., Thomas, C.D. (2006). Quantifying components of risk for European woody species under climate change. *Global Change Biology* 12:1788-1799.
- Oliet, J.A., & Jacobs, D.F. (2012). Restoring forests: advances in techniques and theory. *New For.* 43: 535-541.
- Oliet, J.A., Puértolas, J., Planelles, R., & Jacobs, D.F. (2013). Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: a Mediterranean perspective. *New For.* 44(5): 649-669.
- Ordóñez, A. (1998). Estimación de la captura de carbono en un estudio de caso para bosque templado: San Juan Nuevo, Michoacán. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F.
- Ordóñez, A. (1999). Estimación de la captura de carbono en un estudio de caso. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP. México D.F.
- Osborne, P.E., & Suárez-Seoane, S. (2002). Should data be partitioned spatially before building large-scale distribution models? *Ecological Modelling* 157(2-3):249-259.
- Ospina., A. (2003). Agroforestería: aportes conceptuales, metodológicos y prácticos para el estudio agroforestal. Cali, Colombia: Acasoc. 205 p.
- Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J., Clarke, L., Dahe, Q., & Dasgupta, P. (2014). Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. IPCC.
- Palmero-Iniesta, M., Espelta, J.M., Gordillo, J., & Pino, J. (2020). Changes in forest landscape patterns resulting from recent afforestation in Europe (1990–2012): defragmentation of pre-existing forest versus new patch proliferation. *Annals of Forest Science*, 77, 1-15.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., & Ciais, P. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045), 988-993.
- Pandey, D.N. (2002). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Climate Policy*. 2 (4):367-377. DOI: 10.3763/cpol.2002.0240.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary response to recent climatic change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 37:637-669.
- Parresol, B.R. (2001). Additivity of nonlinear biomass equations. *Can J For Res* 31:865–878.

- Payn, T., Kollert, W., Liu, S., Rodriguez, L., Neves Silva, L., Wingfield, M., MichelCarnus, J., Orazio, C., &Freer-Smith, P. (2015). Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecol Manage* 352, 57–67
- Pearson, R.G., &Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change onthe distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12(5): 361-371.
- Pecl, G.T., Araújo, M.B., Bell, J.D., Blanchard, J., Bonebrake, T.C., Chen, I., Clark, T.D., Colwell, R.K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R.A., Griffis, R.B., Hobday, A.J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M.A., Jennings, S., Lenoir, J., Linnetved, H.I., Martin, V.Y., McCormack, P.C., McDonald, J., Mitchell, N.J., Mustonen, T., Pandolfi, J.M., Pettoelli, N., Popova, E., Robinson, S.A., Scheffers, B.R., Shaw, J.D., Sorte, C., Strugnell, J.M., Sunday, J.M., Tuanmu, M., Vergés, A., Villanueva, C., Wernberg, T., Wapstra, &E., Williams, S.E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science* 355: eaai9214.
- Pedroli, B., Pinto-Correia, T., &Cornish, P. (2006). Lanscape – what’s in it?Trends in European landscape science and priority themes for concerted research. *Landscape Ecology* 21: 421-430.
- Pemán García, J., Iriarte Goñi I., &Lario Leza, F.J. (2017). La Restauración forestal de España. 75 años de una ilusión. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Pemán, J., Voltas, J., &Gil Pelegrín, E. (2006).Morphological and functional variability in the root system of *Quercus ilex* L. subject to confinement: consequences for afforestation. *Ann. For Sci*, 63, 425-430.
- Peñuelas, J., Gracia, C., Filella, I., Jump, A., Carnicer, J., Coll, M., Lloret, F., Yuste, J.C., Estiarte, M., Rutishauser, T., Ogaya, R., Llusà, J., &Sardans, J.(2010).Introducing the climate change effects on Mediterranean forest ecosystems:observation,experimentation, simulation, and management.*Forêt méditerranéenne* XXXI 357-362.
- Peñuelas, J., Ogaya, R., Boada, M.S.,&Jump, A. (2007). Migration, invasion anddecline: Changes in recruitment and forest structure in a warminglinked shift of European beech forest in Catalonia (ne Spain). *Ecography* 30(6):829-837.
- Perkl, R.M. (2016). Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. *Landscape and Urban Planning*, 156, 44-58.
- Peterson, A.T., H. Tian, E. Martínez-Meyer, J. Soberón. &V. Sánchez-Cordero. (2005). Modeling ecosystems shifts and individual species distribution shifts. In *Climate change and biodiversity*, T. Lovejoy y L. Hannah (eds.). Yale University Press, Connecticut. p. 211-228.
- Peters, R.L. (1990). Effects of global warming of forest. *Forest Ecology and Management* 35:13-33.
- Petit, A.J.C., Casanova, L.F.,&Solario, S.F.J. (2009).Asociación de especies arbóreas forrajeras para mejorar la productividad y el reciclaje de nutrientes. *Agricultura Técnica en México*. 35 (11): 107-116.
- Phillips, S.J., &Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L.,& Grove, J.M. (2005). Biocomplexity in coupled naturalhuman systems: a multidimensional framework. *Ecosystems* 8: 225–32.

- Poeplau, C., &Don, A. (2013). Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma* 192, 189-201.
- Poorter, H., Niklas, K.J., Reich, P.B., Oleksyn, J., Poot, P., & Mommer, L. (2012). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytol* 193(1), 30-50.
- Post, W.M., &Kwon, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob Change Biol* 6:317–27.
- Potts, J.M., &Elith, J. (2006). Comparing species abundance models. *Ecol. Model.* 199: 153-163.
- Prévosto, B., Bousquet-Mélou, A., Ripert, C., &Fernandez, C. (2011). Effects of different site preparation treatments on species diversity, composition, and plant traits in *Pinus halepensis* woodlands. *Plant Ecol.* 212: 627-638.
- Pueyo, Y., & Beguería, S. (2007). Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83 (4), 245-254.
- Pugnaire, F.I., Luque, M.T., Armas, C. & Gutiérrez, L. (2006). Colonization processes in semiarid Mediterranean oldfields. *Journal of Arid Environments*, 65 (4), 591-603.
- Querejeta, J.I., Barberá, G.G., Granados, A., Castillo, V.M. (2008). Afforestation method affects the isotopic composition of planted *Pinus halepensis* in a semiarid region of Spain. *Forest Ecol. Manag.* 254: 56-64.
- Quétier, F., Lavorel, S., Daigney, S., & De Chazal, J. (2009). Assessing ecological and social uncertainty in the evaluation of land-use impacts on ecosystem services. *Journal of Land Use Science*, Vol. 4 (3):173–199.
- Quinto, L., Martínez-Hernández, P.A., Pimentel-Bribiesca, L., & Rodríguez-Trejo, D.A. (2009). Planeación de un sistema silvopastoril en ladera en Huatusco, Veracruz aplicando el método Netzahualcóyotl. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 15(2), 141-146. Recuperado en 20 de febrero de 2021, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-40182009000200008&lng=es &tlng=es.
- R Development Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Development Core Team: Vienna, Austria.
- Razz, R., & Clavero, T. (2006). Cambios en las características químicas de suelos en un banco de *Leucaena leucocephala* y en un monocultivo de *Brachiaria brizantha*. *Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ)*, 23: 326-331.
- Rediam (2011). *Guía Técnica SIOSE Andalucía 2011*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Rempel, R.S., Kaukinen, D., & Carr, A.P. (2012). *Patch Analyst and Patch Grid, 5.2*; Center for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources: Thunder Bay, ON, Canada.
- Rey Benayas, J.M., & Bullock J.M. (2012). Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems* 15: 883-899.
- Rey Benayas, J.M., Martins, A., Nicolau, J.M., & Schulz, J.J. (2007). Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, 14 pp.

- Reyer, C., Guericke, M., &Ibisch, P.L. (2009). Climate change mitigation via afforestation, reforestation and deforestation avoidance: and what about adaptation to environmental change? *New Forests* 38, 15–34.
- Rigueiro, A., McAdam, J., &Mosquera-Losada, M.R.(2009). *Agroforestry in Europe*.Springer. Richardson, K; Steffen, W; Schellhuber, H; Alcamo, J; Barker, T; Kammen, D; Leemans, 25 *Revista R*; Liverman, D; Munasinghe, M; Osman-Elasha, B; Stern, N; Wæver,O. 2009. *Climate Change, Risks, Challenges y Decisions*. Disponible en: www.iaurani.org (Consultado 21.02.2021).
- Risto Seppälä, Alexander Buck, &Pia Katila (eds.) (2009). *Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report*. IUFRO World Series Vol. 22. Helsinki. 224. p. Disponible en www.iufro.org (Consultado 21.02.2021).
- Robles Cruz, A.B., Ruiz-Mirazo, J., Ramos Font, M.E., Varela Redondo, E., Cardoso Arango, J., & González Rebollar, J.L.(2007). Estudios agroforestales en Andalucía oriental: datos, planteamientos, expectativas, compromisos y experiencias. *Actas de la III Reunión sobre Sistemas Agroforestales*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia (España).*Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 22: 155-161.
- Rodriguez-Veiga, P., Wheeler, J., Louis, V., Tansey, K.,&Balzter, H. (2017). Quantifying forest biomass carbon stocks from space. *Curr For Rep* 3(1), 1-18.
- Rogelj, J., Meinshausen, M., &Knutti, R. (2012). Global warming under old, new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates. *NatureClimate Change* 2:248-253.
- Rois-Díaz, M., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2006). Biodiversity indicators on silvopastoralism across Europe. *EFI technical Report 21*. http://www.efi.int/files/attachments/publications/tr_21.pdf.
- Root, T., Mac Mynowski, D., Mastrandrea, M., & Schneider, S. (2005). Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:7465-7469.
- Ruiz de la Torre, J. (2001). *Mapa forestal de España*. Escala 1:200.000. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- Ruiz de la Torre J. (2006). *Flora Mayor*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. pp. 706-718.
- Ruiz-Flaño, P., García-Ruiz, J.M., &Ortigosa, L. (1992). Geomorphological evolution of abandoned fields.A case study in the Central Pyrenees.*Catena*, 19 (3-4), 301- 308.
- Ruiz-Flaño, P. (1993). *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo*. Logroño, Geoforma Ediciones, 191 pp.
- Ruiz-Peinado, R., Montero, G., &Río, M. (2012). Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems* 21(1), 42-52.
- Sabaté, S., Gracia, C., &Sánchez, A. (2002). Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean Region. *Forest Ecology and Management* 162:23-37.
- Sagebiel, J., Glenk, K., & Meyerhoff, J. (2017). Spatially explicit demand for afforestation. *Forest Policy and Economics*, 78, 190-199.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R.H., Huber-Sannwald, E., Huenneke, L., Jackson, R., Kinzig, A.P., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H., Oesterheld,

- M., Poff, N., Sykes, M., Walker, B., Walker, M., & Wall, D. (2000). Biodiversity - global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sánchez, O., López, E., Roig, S., Vázquez, A., & Gandullo, J.M. (2012). Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los encinares españoles peninsulares. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid.
- Sánchez, P.A. (1995). Science in agroforestry. *Agroforestry Systems*. 30: 5-55.
- Sanchez-Salgero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Camarero, J.J., FernándezCancio, A., Swetnam, T.W., & Zavala, M.A. (2012a). Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa. *Ecosistemas* 21(3):31-40.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Swetnam, T.W., Zavala, M.A. (2012b). Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158-169.
- SAS Institute. (2012). SAS/STAT Software, Version 9.1.
- Saxe, H., Cannell, M.G.R., Johnsen, Ø., Ryan, M.G., & Vourlitis, G. (2002). Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist* 149(3): 369-399.
- Schroth, G., & Sinclair, F. (2003). *Trees crops and soil fertility: Concepts and research methods*. Wallingford, UK: CABI.
- Schroth, G., da Fonseca, G.A., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H., & Izac, A.N. (2004). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Schroth, G., Lehmann, J., Rodríguez, M.R., Barros, E., & Macedo, J.L. (2001). Plant-soil interactions in multi state agroforestry in the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 53(2): 85-102.
- Shi, L., & Liu, S. (2017). Methods of estimating forest biomass: A review. In *Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy* (pp 23-46). Edited by: Jaya Shankar Tumuluru.
- Shibu, J. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76: 1-10. DOI: 10.1007/s10457-009-9229-7.
- Silvério, E., Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R.M., Pereña, F., & Palacios-Rodríguez, G. (2019). Resilience or vulnerability of the rear-edge distributions of *pinus halepensis* and *pinus pinaster* plantations versus that of natural populations, under climate-change scenarios. *For Sci* 66:1-13
- Sims, J.R., & Haby, V.A. (1971). Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science*, 112(2), 137-141.
- Sirami, C., Brotons, L., & J. Martin. L. (2007). Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions* 13:42-52.
- Smith, A.L., Blanchard, W., Blair, D.P., McBurney, L., Banks, S.C., Driscoll, D.A., & Lindenmayer, D.B. (2016). The dynamic regeneration niche of a forest following a rare disturbance event. *Diver. Distrib.* 22: 457-467.
- Smith, J. (1997). Setting priorities for adapting to climate change. *Global Environmental Change* 7:251-264.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10(12): 1115-1123.
- Sohngen, B., & Mendelsohn, R. (2003). An optimal control model of forest carbon sequestration. *American Journal of Agricultural Economics* 85(2): 448-457.

- Sumner, G., Romero, R., Homar, V., Ramis, C., Alonso, S., & Zorita, E. (2003). An estimate of the effects of climate change on the rainfall of Mediterranean Spain by the late twenty first century. *Climate Dynamics* 20:789- 805.
- Surovy, P., Ribeiro, N.A., & Panagiotidis, D. (2018). Estimation of positions and heights from UAV-sensed imagery in tree plantations in agrosilvopastoral systems. *Int J Remote Sens* 39, 4786–4800.
- Tardif, J., Camarero, J.J., Ribas, M., & Gutiérrez, E. (2003). Spatiotemporal variability in tree growth in the Central Pyrenees: climatic and site influences. *Ecological Monographs* 73:241-257.
- Thomas, C., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., & Collingham, Y.C. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-149
- Thomas, C.D., Hill, J.K., Anderson, B.J., Bailey, S., Beale, C.M., Bradbury, R.B., Bulman, C.R., Crick, H.Q.P., Eigenbrod, F., Griffiths, H.M., Kunin, W.E., Oliver, T.H., Walmsley, C.A., Watts, K., Worsfold, N.T., & Yardley, T. (2011). A framework for assessing threats and benefits to species responding to climate change. *Methods in Ecology and Evolution* 2:125-142.
- Thorson, J.T., Iannelli, J.N., Larsen, E.A., Ries, L., Scheuerell, M.D., Szuwalski, C., & Zipkin, E.F. (2016). Modelos dinámicos conjuntos de distribución de especies: una herramienta para la ordenacion comunitaria y el monitoreo espacio-temporal. *Glob Ecol Biogeogr* 25 (9): 1144-1158.
- Thuiller, W., Georges, D., & Engler, R. (2019). biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. In R package version 3.3.7.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T., & Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:8245-8250.
- Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., & Araújo, M.B. (2011). Consequences of climate change on the Tree of Life in Europe. *Nature* 448:550-552.
- Tiede, D., Blaschke, T., & Heurich, M. (2004). Object-based semi-automatic mapping of forest stand with laser scanner and multi-spectral data. In Thies, N., Koch, B., Spiecker, H., Weinacker, H. (Ed.): *Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment Proceedings of the ISPRS working group VIII/2*. Freiburg, Institute for Remote Sensing and Landscape Information Systems, pp. 328-333.
- Tojal, L.T., Bastarrika, A., Barrett, B., Sanchez Espeso, J.M., Lopez-Guede, J.M., & Grana, M. (2019). Prediction of Aboveground Biomass from Low-Density LiDAR Data: Validation over *P. radiata* Data from a Region North of Spain. *Forests*, 10(9), 819.
- Trigo, R.M., Pozo-Vázquez, D., Osborn, T.J., Castro-Díez, Y., Gamiz-Fortis, S., & Esteban-Parra, M.J. (2004). North Atlantic oscillation influence on precipitation, river flow and water resources in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology* 24(8): 925-944.
- Turner, M. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- Turner, M. (2005). Landscape ecology in North America: past, present, and future. *Ecology* 86: 1967-1974.
- Turner, M.G., & Gardner, R.H. (1991). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York, Springer-Verlag.

- Turner, M.G., & Gardner, R.H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, 2nd ed.; Springer. New York, NY, USA; p. 482.
- Turrión, M.B., Schneider, K., & Gallardo, J.F. (2009). Carbon accumulation in Umbrisols under *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena* 79, 1–8.
- Urbieto, I.R., Zavala, M.A., & Marañón, T. (2008). Human and non-human determinants of forest composition in southern Spain: Evidence of shifts towards cork oak dominance as a result of management over the past century. *Journal of Biogeography* 35(9): 1688-1700.
- Urli, M., Delzon, S., Eyermann, A., Couallier, V., García-Valdés, R., Zavala, M.A., & Porté, A.J. (2013). Inferring shifts in tree species distribution using asymmetric distribution curves: A case study in the Iberian mountains. *Journal of Vegetation Science* 25(1): 147-159.
- Vadell, E., de-Miguel, S., & Pemán, J. (2016). Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy* 55. 37-48.
- Vadell Guiral, Enric, Miguel Magaña, Sergio, de Fernández Centeno, G., Robla, E., Lerner, M., & Pemán García, Jesús. (2019). La forestación de tierras agrícolas: balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. Vol. 45, núm. 2, p. 1-20.
- Valdés, C., & Gil Sánchez, L. (1998). La transformación histórica del paisaje forestal en España, in: *Ambiente, M. de M. (Ed.). Segundo Inventario Forestal Nacional*. Madrid, pp. 11–104.
- Valladares, F. (2008). A mechanistic view of the capacity of forests to cope with climate change. En: *Managing forest ecosystems: The challenge of climate change*. pp: 15-40. Springer International Publishing AG.
- Van Gils, H., Batsukh O., Rossiter, D., Munthali, W., & Liberatoscioli, E. (2008). Forecasting the pattern and pace of *Fagus* forest expansion in Majella National Park, Italy. *Appl. Veget. Sci.* 11: 539-546.
- Varela-Ortega, C., & Sumpsi, J.M. (2002). Repercusiones ambientales de la política agraria europea, En: Pineda, FD; de Miguel, JM; Casado, MA y Montalvo, J (eds), *La diversidad biológica en España*, pp: 125-149. Pearson Education, S.A. Madrid. 412 pp.
- Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J., Gracia, M., Canadell, J.G., & Retana, J. (2016). Anthropogenic-driven rapid shifts in tree distribution lead to increased dominance of broadleaf species. *Global Change Biol.* 22: 3984-3995.
- Veldkamp, A., & Lambin, E. (2001). Predicting land-use change, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85, 1–6.
- Villaescusa, R., & Díaz, R. (Ed.) (Eds.) (1998). *Segundo inventario forestal nacional (1986-1996)*. Ministerio de Medio Ambiente, ICONA. Madrid, España.
- Villanueva, J. (2005). *Tercer inventario forestal nacional (1997–2007)*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Cuesta, B., Penuelas, J.L., Uscola, M., Heredia-Guerrero, N., & Rey Benayas, J.M. (2012). Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New For.* 43(5-6): 755-770.
- Walther, G., Beibner, S., & Burga, A. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science* 16:541-548.

- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T., Fromentin, J., & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.
- Wang, Q., Wang, S., & Zhang, J. (2009). Assessing the effects of vegetation types on carbon storage fifteen years after reforestation on a Chinese fir site. *Forest Ecol Manag* 258:1437– 41.
- Watt, A.S. (1947). Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35: 1-22.
- Weber, N. (2000). NEWFOR-new forests for Europe: afforestation at the turn of the century. European Forest Institute.
- White, K.J. (1992). The Durbin-Watson test for autocorrelation in nonlinear models *Rev Econ Stat.* 370-373.
- Wiens, J.A. (2009). Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology* 24: 1053-1065.
- Wiens, J.A., & Milne, B.T. (1989). Scaling of ‘landscapes’ in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle’s perspective. *Landscape Ecology* 3:87-96.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., & Wollschläger, U. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils-a review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162.
- Willemen, L., Veldkamp, A., Verburg, P.H., Hein, L., & Leemans, R. (2012). A multi-scale modelling approach for analysing landscape service dynamics. *Journal of environmental management*, 100, 86-95.
- Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A., & Langham, G. (2008). Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *Plos Biology* 6:2621-2626.
- Wood, R., & Handley, J. (2001). Landscape dynamics and the management of change. *Landscape Research* 26 (1): 45-54.
- Wu, J., & Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355–365.
- Zhao, M., Pitman, A., & Chase, T. (2001). Climatic effects of land cover change at different carbon dioxide levels. *Clim Res.* Vol. 17: 1–18.
- Zube, E. (1987). Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology* 1: 37- 45.

MATERIAL COMPLEMENTARIO

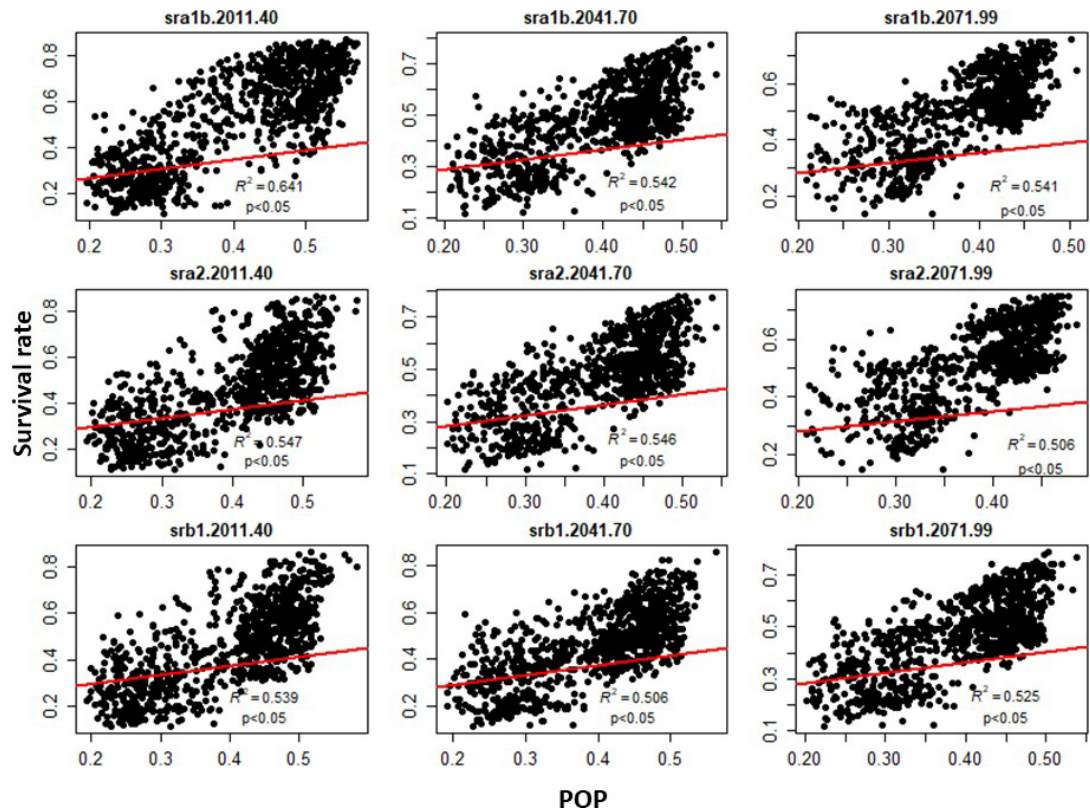


Figure15 (S1). Future regression coefficient of the comparison between the survival rate of *Quercus ilex* afforestation and current probability of presence (POP) of *Quercus ilex* estimated by the average (MEAN) of four Intercontinental Global Circulation Models (BCM2, CNCM3, ECHAM5 and EGMAM) in three special reports on emission scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011–2040; 2041–2070 and 2071–2099).

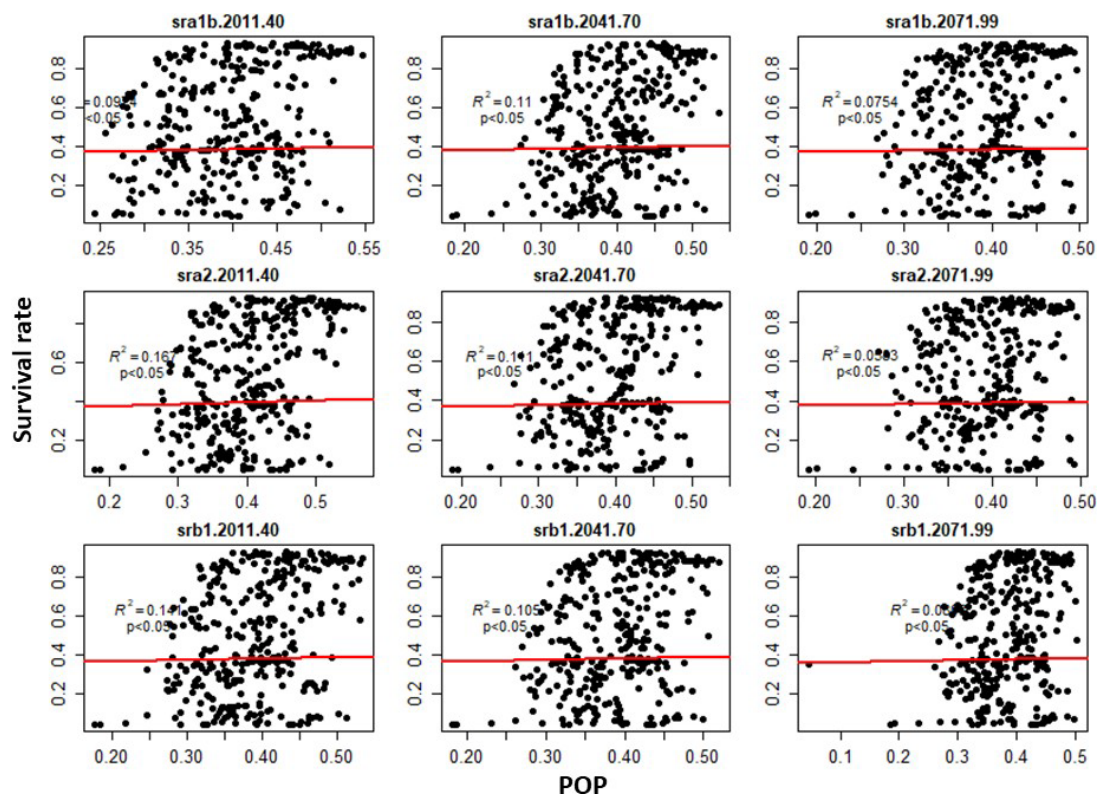


Figure16 (S2).Future regression coefficient of the comparison between the survival rate of *Pinus halepensis* afforestation and current probability of presence (POP) of *Pinus halepensis* estimated by the average (MEAN) of four Intercontinental Global Circulation Models (BCM2, CNCM3, ECHAM5 and EGMAM) in three special reports on emission scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011–2040; 2041–2070 and 2071–2099).

Table14 (S1). Environmental data used to predict the occurrence, survival and niche evolution of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* in Andalusia (Spain).

COD	Variable	Units
<i>Climatic variables</i>		
BH	Sum of water balances at the end of each month	Mm
DF	Average of net primary production	Hours
ETO	Average reference evapotranspiration	Mm
IAR	Aridity index	
NDC	Average no. of days with a maximum temperature $\geq 35^{\circ}\text{C}$	Days*10
NDF	Average no. of days with a minimum temperature $\leq 0^{\circ}\text{C}$	Days*10
PRC	Annual precipitation	Mm
RN	Annual radiation	Julian/m ²
SDEF	Annual sum of the negative differences between precipitation and reference evapotranspiration	Mm
SNOW	Average snow precipitation	Mm
SSUP	Annual sum of the positive differences between precipitation and reference evapotranspiration	Mm
T_MAX	Average maximum temperature	$^{\circ}\text{C}^*10$
T_MED	Average mean temperature	$^{\circ}\text{C}^*10$
T_MIN	Average minimum temperature	$^{\circ}\text{C}^*10$
TMAXC	Maximum temperature of warmest month	$^{\circ}\text{C}^*10$
TMC	Average maximum temperature of warmest months	$^{\circ}\text{C}^*10$
TMF	Average minimum temperature of coldest months	$^{\circ}\text{C}^*10$
TMINF	Minimum temperature of coldest month	$^{\circ}\text{C}^*10$
<i>Edaphic variables</i>		
ARC	Average clay content	%
ARE	Average sand content	%
CA	Active limestone	%
CIC	Cation exchange capacity	meq/100g
COD_HID	Hydraulic conditions	
CRAD	Water retention capacity	mm/m
EDAPH	Soil edaphic classification	
LIM	Average silt content	%
LITHO	Lithology	
MO	Average organic matter in the soil profile	%
MO_SUP	Average organic matter in the surface horizon	%
N_SUP	Nitrogen content	%
PH	Soil Ph	-
PS	Soil depth	Cm
PSB	Percent base saturation	%
TEXTURE	Texture	USDA
TF	Clay content	%
<i>Topographic variables</i>		
HIDRO_ACUM	Flow accumulation	L
ICT	Composite topographic index	
ITH	Topographic moisture index	
TP_ELEV	DEM	M
TP_ES_OE	East – west orientation	Degree
TP_EXPO	Aspect	Degree
TP_OR	Orography	M
TP_PEND	Slope	Degree
TP_RSD_A	Annual radiation	Julian/m ²
TP_RSD_I	Winter radiation	Julian/m ²
TP_RSD_O	Autumn radiation	Julian/m ²
TP_RSD_P	Spring radiation	Julian/m ²
TP_RSD_V	Summer radiation	Julian/m ²
TP_RSH_O	Hours of sunshine in autumn	Hours
TP_RSH_P	Hours of sunshine in spring	Hours

Source: Environmental Information Network of Andalusia (REDIAM).www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam

Table15 (S2). Range of predictive variables of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* occurrence in afforestation and natural populations.

COD	<i>Quercus ilex</i>				<i>Pinus halepensis</i>			
	Natural		Afforestation		Natural		Afforestation	
	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd
<i>Climatic variables</i>								
BH	1525,09	1460,20	453,65	773,37	990,78	1201,89	84,15	338,33
DF	2471,01	1089,06	917,06	1197,80	1420,15	1191,16	221,59	578,82
ETO	958,98	833,79	430,12	490,22	913,96	71,37	223,80	403,78
IAR	131,11	811,23	80,30	99,26	199,79	83,92	62,08	119,84
NDC	36,47	8,26	14,93	19,54	16,65	7,58	4,96	1,02
NDF	18,29	8,25	9,36	16,66	53,59	17,81	85,87	17,96
PRC	672,31	187,07	254,27	309,18	537,74	249,80	95,82	187,59
RN	102,56	14,63	45,08	51,45	95,63	19,56	23,83	43,03
SDEF	544,91	823,85	260,76	299,86	534,07	97,88	145,12	264,71
SNOW	2,00	80,78	2,42	26,99	24,61	62,20	1,04	10,80
SSUP	248,74	826,60	85,66	127,88	168,00	179,91	17,16	58,07
T_MAX	20,31	8,12	18,70	1,11	19,57	1,00	8,90	0,88
T_MED	13,95	8,11	14,00	0,80	13,41	1,12	6,45	0,63
T_MIN	7,69	8,09	8,34	0,51	7,35	1,33	4,03	0,37
TMAXC	31,93	8,15	28,57	1,66	31,40	1,13	28,52	1,35
TMC	23,58	8,13	22,05	1,26	23,36	1,03	20,71	1,03
TMF	6,28	8,09	6,77	0,45	5,91	1,35	3,74	0,32
TMINF	1,45	8,081	1,69	0,24	1,14	1,44	0,56	0,13
<i>Edaphic variables</i>								
ARC	23,96	7,55	10,96	13,34	24,53	9,81	4,86	9,78
ARE	50,05	13,04	20,50	24,33	37,54	11,94	11,16	21,23
CA	3,10	2,88	0,98	2,08	2,92	3,90	0,44	1,76
CIC	13,39	5,09	5,48	7,03	14,94	5,12	2,69	5,27
CRAD	131,48	24,82	59,93	69,77	139,04	36,10	32,16	59,51
LIM	24,41	8,09	12,11	14,65	34,83	11,03	7,62	14,33
MO	1,33	0,55	0,64	0,80	2,01	0,93	0,39	0,77
MO_SUP	1,89	0,70	0,85	1,04	2,90	1,32	0,51	0,99
N_SUP	0,12	0,05	0,05	0,07	0,14	0,05	0,03	0,06
pH	7,52	1,22	6,21	1,33	7,93	1,45	6,87	3,36
PS	110,66	41,59	43,11	55,82	70,21	28,67	16,96	33,58
PSB	92,84	13,93	41,45	47,35	96,62	17,51	23,56	42,36
TF	51,97	16,98	23,02	28,25	44,78	12,81	11,31	21,21
<i>Topographic variables</i>								
TP_ELEV	516,14	312,33	226,24	371,14	986,57	202,22	203,94	390,63
TP_ES_OE	51,36	26,7	22,19	30,45	48,73	28,87	11,70	25,60
TP_EXPO	0,74	28,55	0,00	18,74	-1,22	47,68	0,06	16,93
TP_OR	8,29	7,95	3,79	6,78	15,71	10,45	2,84	6,51
TP_PEND	2101,29	633,16	979,46	1181,85	2065,34	947,61	528,55	1013,95
TP_RSD_A	4413,63	1232,50	1919,57	2326,74	4188,32	1342,73	1014,15	1931,34
TP_RSD_I	5211,85	567,68	2330,94	2665,29	5139,87	894,23	1259,87	2285,65
TP_RSD_O	7635,57	212,91	3342,39	3792,12	7520,51	438,47	1805,20	3247,75
TP_RSD_P	9,82	1,33	4,27	4,93	906	1,36	2,20	4,00
TP_RSD_V	11,36	0,83	4,96	5,65	10,55	1,26	2,58	4,67
TP_RSH_O	13,61	0,86	5,91	6,73	12,84	1,18	3,10	5,59
TP_RSH_P	48,73	28,60	19,31	28,89	51,27	28,19	11,17	23,77

Source: Environmental Information Network of Andalusia (REDIAM). www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam

Table16 (S3). A) Total area (km²) in Andalusia, B) Percentage (%) of *Quercus ilex* (Qi), C) Total area (km²) in Andalusia, and D) Percentage (%) of *Pinus halepensis* (Ph) afforestation plots carried out and classified according to the survival rate (SPV) and probability of occurrence (POP) range, for present and future climate change scenarios.

A)

Class	Present	sra1b			sra2			srb1		
		2040	2070	2099	2040	2070	2099	2040	2070	2099
SPV>0.50 & PO>0.70	10512,00	11648,43	1041,73	94,70	3693,41	1041,73	0,00	3977,51	2272,86	947,03
SPV<0.50 & PO>0.70	11648,43	12406,05	3693,41	4072,22	5966,27	3598,70	4735,14	5966,27	3030,49	3219,89
SPV>0.50 & PO<0.70	11459,03	10606,70	1231,14	94,70	5113,95	1325,84	0,00	3882,81	2935,78	852,32
SPV<0.50 & PO<0.70	16099,46	18088,22	32956,54	42710,92	21876,32	32009,51	44983,78	23675,68	26516,76	32767,14
PO<0.50	37881,08	34850,59	48677,19	40627,46	50950,05	49624,22	37881,08	50097,73	52844,11	49813,62

B)

Class	Present	sra1b			sra2			srb1		
		2040	2070	2099	2040	2070	2099	2040	2070	2099
SPV>0.50 & PO>0.70	12,00	13,30	1,19	0,11	4,22	1,19	0,00	4,54	2,59	1,08
SPV<0.50 & PO>0.70	13,30	14,16	4,22	4,65	6,81	4,11	5,41	6,81	3,46	3,68
SPV>0.50 & PO<0.70	13,08	12,11	1,41	0,11	5,84	1,51	0,00	4,43	3,35	0,97
SPV<0.50 & PO<0.70	18,38	20,65	37,62	48,76	24,97	36,54	51,35	27,03	30,27	37,41
PO<0.50	43,24	39,78	55,57	46,38	58,16	56,65	43,24	57,19	60,32	56,86

C)

Class	Present	sra1b			sra2			srb1		
		2040	2070	2099	2040	2070	2099	2040	2070	2099
SPV>0.50 & PO>0.70	20064,80	5627,93	3181,01	0,00	7830,17	4893,85	0,00	3915,08	1712,85	0,00
SPV<0.50 & PO>0.70	14681,56	22756,42	22022,35	30097,21	22756,42	27405,59	29118,44	25937,43	27405,59	29118,44
SPV>0.50 & PO<0.70	4893,85	0,00	489,39	0,00	978,77	244,69	0,00	734,08	0,00	0,00
SPV<0.50 & PO<0.70	9787,71	14192,18	15170,95	14192,18	12968,72	13702,79	15905,03	13702,79	14192,18	13458,10
PO<0.50	38172,07	45023,46	46736,31	43310,61	43065,92	41353,07	42576,54	43310,61	44289,39	45023,46

D)

Class	Present	sra1b			sra2			srb1		
		2040	2070	2099	2040	2070	2099	2040	2070	2099
SPV>0.50 & PO>0.70	22,91	6,42	3,63	0,00	8,94	5,59	0,00	4,47	1,96	0,00
SPV<0.50 & PO>0.70	16,76	25,98	25,14	34,36	25,98	31,28	33,24	29,61	31,28	33,24
SPV>0.50 & PO<0.70	5,59	0,00	0,56	0,00	1,12	0,28	0,00	0,84	0,00	0,00
SPV<0.50 & PO<0.70	11,17	16,20	17,32	16,20	14,80	15,64	18,16	15,64	16,20	15,36
PO<0.50	43,58	51,40	53,35	49,44	49,16	47,21	48,60	49,44	50,56	51,40

Future predictions were estimated as the future average scenario (MEAN) using three special reports on emissions scenarios (SRA1B, SRA2 and SRB1) and three time periods (2011-2040; 2041-2070 and 2071-2099).

APÉNDICE. RELACIÓN DE ARTÍCULO PARA LA PRESENTACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL POR COMPENDIO DE PUBLICACIONES

APÉNDICE. RELACIÓN DE ARTÍCULOS PARA LA PRESENTACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL POR COMPENDIO DE PUBLICACIONES

Art. 4.1 de la Normativa para la presentación y defensa de la tesis doctoral en la UVa Autor. D. Luis Quinto.

Artículo 1:

L. Quinto · Rafael M. Navarro-Cerrillo· Guillermo Palacios-Rodriguez ·
F. Ruiz-Gómez · J. Duque-Lazo. The current situation and future perspectives of
Quercus ilex and Pinus halepensis aforestation on agricultural land in Spain
under climate change scenarios (La situación actual y las perspectivas futuras
de la forestación de Quercus ilex y Pinus halepensis en tierras agrícolas al Sur
de España bajo escenario de Cambio climático). Received: 9 December 2019 /
Accepted: 30 March 2020 © Springer Nature B.V. 2020. New Forests
<https://doi.org/10.1007/s11056-020-09788-0>.

New Forests. Métricas de impacto:

Factor de impacto (2019) = 2.240

Base de indexación/Rango / cuartil en la categoría "Forestal" de JCR = 16
de 68 / Q1

Factor de impacto de cinco años (2019) = 2.631

Sumisión a la primera decisión = 80 días

Envío a aceptación = 223 días

Descargas = 102,741 (2020)

Artículo 2:

Palacios-Rodríguez, G.; Quinto, L.; Lara-Gómez, M.A.; Pérez-Romero, J.; Recio, J.M.; Álvarez-Romero, M.; Cachinero-Vivar, A.M.; Hernández-Navarro, S.; Navarro-Cerrillo, R.M. “Carbon Sequestration in Carob (*Ceratonia siliqua* L.) Plantations under the EU Afforestation Program in Southern Spain Using Low-Density ALS Data”. *Forests* **2022**, *13*, 285. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/285> / <https://doi.org/10.3390/f13020285>. Received: 20 December 2021 / Accepted: 3 February 2022. / Published: 10 February 2022. Copyright: © 2022 by the authors.

Forests MDPI. Métricas de impacto:

Factor de impacto actual (2022) = 2.634

Base de indexación/Rango / cuartil en la categoría "Forestal" de JCR; Q1: Silvicultura.

Factor de impacto de cinco años (2017) = 2.804

Envío a aceptación = 44 días

Publicación: 10 de febrero de 2022

Descargas = 205,842