



TESIS DOCTORAL

**APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN
GEOGRÁFICA PARA LA MONITORIZACIÓN DE LOS
EFECTOS DEL ARBOLADO SOBRE LOS PASTOS DE LA
DEHESA EXTREMEÑA**

Isabel María Arenas Corraliza

Programa de Doctorado en Desarrollo Territorial Sostenible

2022



TESIS DOCTORAL

APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA
LA MONITORIZACIÓN DE LOS EFECTOS DEL ARBOLADO SOBRE LOS
PASTOS DE LA DEHESA EXTREMEÑA

Isabel María Arenas Corraliza

Programa de Doctorado en Desarrollo Territorial Sostenible

2022

Conformidad de los Directores:

**"La conformidad de los directores de la Tesis consta en el original en papel de esta
Tesis Doctoral"**

Dña. Ana Nieto Masot

D. Gerardo Moreno Marcos



TESIS DOCTORAL

APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA LA MONITORIZACIÓN DE LOS EFECTOS DEL ARBOLADO SOBRE LOS PASTOS DE LA DEHESA EXTREMEÑA

Programa de Doctorado en Desarrollo Territorial Sostenible

2022

Los doctores Dña. Ana Nieto Masot (Directora), Profesora Titular de Universidad del Área de Geografía Humana del Departamento de Arte y Ciencias del Territorio de la Universidad de Extremadura y D. Gerardo Moreno Marcos (Codirector), Profesor Titular de Universidad del Área de Edafología y Química Agrícola del Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra de la Universidad de Extremadura certifican:

Que la presente Tesis Doctoral titulada “**Aplicación de Tecnologías de la Información Geográfica para la monitorización de los efectos del arbolado sobre los pastos de la dehesa extremeña**” presentada por Dña. Isabel María Arenas Corraliza para la obtención del título de Doctor, ha sido realizada bajo su dirección y cumple con los requisitos necesarios para ser juzgada por el correspondiente tribunal.

Y para que conste y surta los efectos oportunos, firman la presente en Cáceres, a 10 de noviembre de 2021.

Dña. Ana Nieto Masot

D. Gerardo Moreno Marcos

A mi hija

ÍNDICE DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS.....	9
RESUMEN	11
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	17
1.1 Justificación de la tesis doctoral	17
1.2 Estructura del documento	23
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	29
2.1 Concepto “dehesa” y su delimitación cartográfica en Extremadura	29
2.2 Delimitación del dosel con información estructural y espectral	31
2.3 Imágenes satelitales para la evaluación de los pastos de dehesa.....	33
CAPÍTULO 3. OBJETIVOS.....	43
CAPÍTULO 4. MATERIAL Y MÉTODOS	49
4.1 Área de estudio	49
4.2 Fuentes de datos	52
4.2.1 Datos empleados en la delimitación de la superficie de dehesa	53
4.2.1.1. CORINE Land Cover (CLC).....	53
4.2.1.2. Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE).....	54
4.2.1.3. Mapa Forestal de España a escala 1:50000 (MFE50)	55
4.2.1.4. Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC).....	56
4.2.2 Datos empleados en la delimitación del dosel arbóreo	57
4.2.3 Datos empleados en la evaluación de la fenología del pasto.....	58
4.3 Métodos	59
4.3.1 Delimitación de la superficie de dehesa	60
4.3.2 Delineación del dosel arbóreo	63
4.3.3 Evaluación del efecto del arbolado en la fenología del pasto.....	68

4.3.3.1. Cálculo de índices de vegetación	68
4.3.3.2. Cálculo de la métrica fenológica	69
4.3.3.3. Delineación de las copas.....	71
4.3.3.4. Cálculo de la distancia al arbolado	72
4.3.3.5. Determinación de la FCC por píxeles.....	72
4.3.3.6. Clasificación de los píxeles por hábitat	73
4.3.3.7. Análisis Estadístico de los Datos.....	76
CAPÍTULO 5. RESULTADOS	79
5.1 Superficie de dehesa en Extremadura.....	79
5.2 Delineación del arbolado en dehesas de distinta complejidad estructural.....	82
5.3 Análisis de la fenología de los pastos de dehesa	87
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN	105
6.1 Influencia de la definición de dehesa en su cartografiado.....	105
6.2 Delineación del dosel arbóreo con LiDAR de baja densidad.....	107
6.3 Delineación del dosel arbóreo con ortofotografías infrarrojas	109
6.4 Combinación de datos estructurales y espectrales.....	110
6.5 Imágenes satelitales para la observación de la fenología	112
6.6 Índices de vegetación para la obtención de métricos fenológicos.....	113
6.7 Efecto del arbolado en la fenología del pasto.....	115
6.8 Limitaciones del estudio y posibles líneas futuras	116
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES	121
REFERENCIAS	125

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Fotografía tomada el 5 de junio de 2018 en el área de estudio de Majadas de Tiétar.....	43
Figura 2. Localización de la Comunidad Autónoma de Extremadura	49
Figura 3. Localización de las áreas de estudio ML2 y ML3 con ortofotografía del PNOA del año 2010 de fondo	51
Figura 4. Localización de las áreas de estudio ML2F y AL2F con ortofotografía del PNOA del año 2019 de fondo	52
Figura 5. Esquema de la cobertura simple y compuestas en un polígono SIOSE. CHL y MTR hacen referencia a las coberturas simples “Cultivos Herbáceos distintos de Arroz” y “Matorral” respectivamente. DHS corresponde a la cobertura compuesta predefinida “Dehesas”. Fuente: elaboración propia	55
Figura 6. Ejemplo ilustrativo de copas digitalizadas manualmente sobre ortofotografías IRG para la obtención de los datos verdad terreno: (a) ejemplo en ML2 y (b) ejemplo en ML3.	58
Figura 7. Diagrama de flujo para el cálculo de la exactitud.....	67
Figura 8. Ejemplo de píxel de 10x10 m con PSRI adulterado por la contaminación de la señal en la banda 6. Bi hace referencia a la banda espectral de la imagen Sentinel 2.....	75
Figura 9. Diagrama resumen de la metodología aplicada para la obtención y análisis de los métricos fenológicos.	76
Figura 10. Superficie de dehesa en Extremadura obtenida con las cartografías vectoriales evaluadas	80

Figura 11. Esquema de la infraestimación de la superficie de dehesa (DHS) incluida en un polígono SIOSE con cobertura compuesta.....	81
Figura 12. Ejemplos de sobre e infraestimación (áreas verde y roja respectivamente) respecto a la verdad terreno CC_{HD} (representada con una línea amarilla), de la cubierta arbórea cartografiada (CC) obtenida con las distintas metodologías (representadas con línea azul): (a - c) CC_L , CC_{IRG} y CC_{L+IRG} en ML2; (d - f) CC_L , CC_{IRG} y CC_{L+IRG} en ML3. Siendo L, IRG y L+IRG los métodos LiDAR, IRG y combinado respectivamente.	84
Figura 13. Variación de la Exactitud del Usuario (expresada en % en el eje Y) con la distancia a la copa más próxima.....	85
Figura 14. Ejemplo (sobre ortofotografía del PNOA de 2019) de píxeles de pasto de 10 x 10 m de las imágenes Sentinel 2 del área AL2F, clasificados en función de la distancia mínima (distancia a la copa más próxima). Los píxeles no coloreados son aquellos que incluyen copas en su extensión en el periodo analizado (2015 – 2020) y, por tanto, no fueron considerados píxeles de pasto	87
Figura 15. Serie temporal de valores medios observados (puntos) y ajustados por interpolación (líneas) de NDVI y SAVI en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) del área de estudio de ML2F. Las líneas verticales verdes y rojas marcan, respectivamente, las fechas de inicio (SOS) y fin (EOS) de la estación de crecimiento. El área gris delimita la duración de la estación de crecimiento	90
Figura 16. Serie temporal de valores medios observados (puntos) y ajustados por interpolación (líneas) de NDVI y SAVI en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) del área de estudio AL2F. Las líneas verticales verdes y rojas marcan, respectivamente, las fechas de inicio (SOS) y fin (EOS)	

de la estación de crecimiento. El área gris delimita la duración de la estación de crecimiento91

Figura 17. Comparativa de los valores medios de SOS, EOS, RSP, RAU, LOS y MGS (\pm S.E.) obtenidos a partir de la serie temporal de NDVI, en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) de las áreas de estudio a) ML2F y b) AL2F98

Figura 18. Comparativa de los valores medios de SOS, EOS, RSP, RAU, LOS y MGS (\pm S.E.) obtenidos a partir de la serie temporal de SAVI, en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) de las áreas de estudio a) ML2F y b) AL2F99

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Índices de vegetación empleados en el cálculo de los métricos fenológicos ...	69
Tabla 2. Descripción de los métricos fenológicos calculados.	71
Tabla 3. Área de dehesa en las cartografías evaluadas	79
Tabla 4. Resumen de las exactitudes obtenidas en la delimitación de la dehesa en Extremadura con las cartografías CLC2012, SIOSE2011 y SIGPAC2016 considerando el MFE50 como la cartografía de referencia	81
Tabla 5. Factores de sobre/infraestimación de FCC de los métodos evaluados respecto al valor de referencia (FCCHD)	82
Tabla 6. Resumen de las exactitudes obtenidas en la delimitación de las copas con los tres métodos (LiDAR, IRG y combinado) en las áreas de estudio ML2 y ML3.....	83
Tabla 7. Resultados de la regresión múltiple para la evaluación de la influencia de la fracción de cabida cubierta (FCC) y las distancias media (Mean_D) y mínima (Min_D) entre árboles vecinos, sobre las exactitudes del usuario y del productor en la delimitación de las copas con los métodos evaluados (LiDAR, IRG y combinado (IRG+LiDAR) en dehesas sin matorral (ML2) y con matorral (ML3).....	86
Tabla 8. Píxeles de pasto de 10 x 10 m analizados en las áreas de estudio.....	88
Tabla 9. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de NDVI (95% IC) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.....	92

Tabla 10. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de NDVI (95% IC) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats93

Tabla 11. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de SAVI (95% IC) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.....94

Tabla 12. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de SAVI (95% IC) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats95

Tabla 13. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de PSRI (95 % CI) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año natural. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats100

Tabla 14. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de PSRI (95%) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año natural. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats101

AGRADECIMIENTOS

Resulta emocionante escribir este epígrafe porque haciéndolo se recuerda todo lo vivido durante el desarrollo de este documento.

En primer lugar, agradezco a la Fundación Tatiana Pérez de Guzmán el Bueno la financiación recibida en concepto de contrato predoctoral, pues sin ella no habría sido posible la realización de esta tesis.

De igual modo, agradezco a mis directores su tiempo, su conocimiento y su paciencia. Es mucho lo que me han enseñado y no sólo en el ámbito científico.

Gracias a mi familia, pero especialmente a mi marido y a mi hermana. A mi marido porque sin él, trabajar en casa habría sido imposible, y es que el apoyo “logístico” resulta fundamental para compaginar la redacción de la tesis (especialmente en la última etapa) con la vida familiar.

Y a mi hermana ... qué decir de mi hermana ... empezamos el doctorado juntas y acabaremos juntas y, aunque es menor que yo, hace las veces de hermana mayor. Además, con ella comparto profesión y director de tesis, por lo que en alguna ocasión Gerardo debe haberse visto “acorrulado” por la demanda de atención de las hermanas Arenas-Corraliza.

Agradezco además el apoyo de todos mis compañeros (amigos), ellos forman parte de este periodo tan bonito y tan duro a veces.

A todos los que habéis vivido junto a mí el desarrollo de esta tesis, a todos,
GRACIAS.

RESUMEN

Los sistemas agroforestales han sido señalados como una oportunidad para cumplir los objetivos de adaptación y mitigación al cambio climático. En este sentido, el seguimiento preciso de la fenología del pasto en la dehesa y del efecto que el arbolado tiene sobre el mismo es imprescindible para comprender el impacto del cambio climático y crucial para la planificación de estrategias de adaptación y mitigación a medio y largo plazo. El objetivo general de esta tesis es evaluar el papel del dosel arbóreo sobre la estructura y el funcionamiento de la dehesa, determinando su influencia en la estacionalidad de la producción de pastos. Dicho objetivo se aborda a través del seguimiento de la fenología mediante la aplicación de Tecnologías de la Información Geográfica e imágenes satelitales.

Para la consecución del objetivo general de la tesis, es necesaria en primer lugar, la delimitación exacta de la superficie de dehesa en Extremadura, algo indispensable tanto para el conocimiento de su situación actual, como para el seguimiento del sistema a medio y largo plazo. En segundo lugar, para el análisis de las interacciones entre los elementos del sistema (arbolado y pasto), resulta esencial la identificación y delineación precisa del dosel arbóreo, así como la estimación de la fracción de cabida cubierta (FCC). Finalmente, para la evaluación a gran escala de la influencia del arbolado en la fenología de los pastos de dehesa, es necesaria una metodología que, a partir de imágenes satelitales, permita tanto la definición de la fenología del pasto de dehesa, como la determinación de la influencia del arbolado en la misma.

Por tanto, el esquema metodológico planteado, sigue un orden secuencial con un incremento progresivo de la escala de detalle, comenzando por la determinación del propio sistema de dehesa en la Comunidad Autónoma de Extremadura, continuando con

la delimitación del dosel arbóreo de dicho sistema y finalizando con el seguimiento concreto de la fenología del estrato herbáceo. Para cada nivel de detalle, en el desarrollo de dicho esquema se han considerado diferentes áreas de estudio, siendo la primera la propia Comunidad Autónoma (para la determinación de la superficie de dehesa regional), dos áreas de dehesa de distinta complejidad estructural pero con características físico-geográficas y condiciones de manejo similares, situadas en la provincia de Cáceres (para la delineación del dosel arbóreo) y dos áreas de dehesa con régimen de precipitaciones contrastado, localizadas en las provincias de Cáceres y Badajoz (para la evaluación del efecto a gran escala del arbolado en la fenología del pasto de la dehesa).

De este modo, en primer lugar, para la delimitación de la superficie de dehesa en Extremadura, partiendo tanto de la diversidad conceptual, como del amplio gradiente de complejidad estructural que presenta dicho sistema, se han evaluado distintas cartografías vectoriales de libre distribución (CLC2012, SIOSE2011, MFE50 y SIGPAC2016), mostrando los resultados obtenidos disparidad cuantitativa y geoespacial, concluyendo que el MFE50 es la cartografía más apropiada para la delimitación de la dehesa en la región. Además, utilizando el MFE50 como cartografía de referencia, se analizaron las exactitudes del resto de cartografías que, respecto a éste, presentaban carencias para la delimitación de la dehesa en la definición de sus clases, obteniendo el CLC2012 mejores resultados, con una exactitud global (OA) del 88.67% en la comparación respecto al MFE50.

En segundo lugar, este trabajo abordó la delineación del dosel arbóreo en sistemas de arbolado disperso (sabanoide) como la dehesa, utilizando ortofotografías infrarrojas (IRG) de alta resolución y datos LiDAR (Light Detection and Ranging) del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). La delineación del dosel arbóreo se realizó en dos áreas con diferente complejidad estructural (con o sin matorral) mediante una Clasificación

Orientada a Objetos (OBIA) aplicada sobre el CHM (Canopy Height Model) generado con la nube de puntos LiDAR, sobre ortofotografías IRG de alta resolución y sobre ambas fuentes combinadas (método combinado). La OA fue superior al 91% con los dos métodos separados y superior al 95% con el método combinado. Los resultados muestran que los datos LiDAR de baja densidad no constituyen una fuente fiable para la delineación automática de la cubierta arbórea en sistemas agroforestales dominados por árboles dispersos, OBIA sobre ortofotografías IRG de alta resolución permitió una mejor delineación semiautomática de las copas y el método combinado fue el único que obtuvo una delineación satisfactoria de la cubierta arbórea en el área con matorral, donde los errores continuaban siendo superiores al 15% con los métodos basados en una sola fuente de datos.

Finalmente, en este trabajo se evaluó la utilidad de las imágenes Sentinel 2 tanto para la definición de la fenología del pasto de dehesa, como para la determinación de la influencia del arbolado en la misma. Para ello, a partir de series temporales de dichas imágenes, del periodo 2015 – 2020, de dos áreas de dehesa del oeste peninsular, se calcularon 15 métricos fenológicos: 12 métricos obtenidos mediante el método de la derivada a partir de los índices NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) y SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index) y 3 calculados con el método del 50% de amplitud a partir del índice PSRI (Plant Senescence Reflectance Index). Además, para la determinación de la influencia del arbolado en la fenología, los píxeles de las imágenes Sentinel 2 evaluadas se clasificaron en función de la FCC y distancia al arbolado, obtenidas mediante OBIA a partir de ortofotografías IRG del PNOA. Los resultados muestran que (1) las imágenes Sentinel 2 resultan apropiadas para la determinación de métricos fenológicos de los pastos de dehesa y, (2) la mayor influencia del arbolado en la fenología de los pastos de dehesa se concentra en una franja de 5 m desde el perímetro de

copa, donde la estación de crecimiento comienza antes, con una diferencia superior a 11 días respecto a los pastos a más de 10 m de la copa y superior a 8 días respecto a los pastos situados a una distancia entre 5 y 10 m de la copa más próxima; además, la duración de la estación de crecimiento es siempre mayor en los pastos situados en la franja de 5 m desde el perímetro de copa, con diferencias significativas de entre 14.2 y 21.4 días respecto los ubicados a más de 10 m y entre 12.8 y 19.6 días respecto a los situados a una distancia entre 5 y 10 m, existiendo la necesidad de estudios adicionales en los que se subdivida el tramo de 5 a 10 m desde el perímetro de copa, con el fin de determinar la distancia a partir de la cual la influencia del arbolado en la fenología del pasto deja de ser significativa.

Palabras clave: Sistemas agroforestales, Efecto arbolado, FCC, Fenología de pastos, LiDAR, Delineación automática de copas, Pasto arbolado, Sentinel 2

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 Justificación de la tesis doctoral

Los modelos de cambio climático predicen para la Cuenca Mediterránea un incremento de las temperaturas y un descenso anual de las precipitaciones, así como un aumento de la frecuencia de eventos climáticos extremos (IPCC 2014). En concreto, el clima mediterráneo de la Comunidad Autónoma de Extremadura presenta una alta vulnerabilidad al calentamiento global, con un aumento de la ocurrencia de sequías extremas y lluvias torrenciales y se prevé que el área contemplada se caliente más y experimente mayores cambios en el régimen de precipitaciones a lo largo del siglo (Lionello y Scarascia 2018; Tuel y Eltahir 2020). En esta situación, se presta mucha atención a las perspectivas de futuro asociadas al cambio climático.

A la pronosticada aridificación del clima se unen otros elementos del cambio global, como es la creciente deposición de compuestos nitrogenados atmosféricos en los ecosistemas terrestres, lo que podría estar alterando el equilibrio N/P (nitrógeno/fósforo), derivando importantes consecuencias para el funcionamiento y productividad de los sistemas terrestres, especialmente los herbáceos (Delgado-Baquerizo et al. 2013; Peñuelas et al. 2013). Además, los cambios en el uso del suelo (abandono vs intensificación) están produciendo importantes modificaciones en la estructura vegetal de muchos agrosistemas que afectan, sobre todo, a la abundancia de especies leñosas, proceso aún muy activo en la península ibérica (EU-LUPA 2014). Así pues, la creciente desaparición del arbolado en el medio agrario y su simplificación paisajística, ha sido identificada como una de las causas de la degradación ambiental de los paisajes agrarios,

con una pérdida progresiva de biodiversidad y capacidad de provisión de servicios ambientales públicos (Mosquera-Losada et al. 2012).

Además, en los últimos años se ha alertado del aparente estancamiento productivo de los sistemas agrarios, al haberse alcanzado en muchos casos los límites fisiológicos de las plantas cultivadas, lo que compromete la capacidad de abastecimiento de alimentos a generaciones futuras (Brisson et al. 2010; Ray et al. 2012).

Estos cambios concomitantes deben ser tenidos en cuenta a la hora de diseñar las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático, siendo necesaria la búsqueda de nuevos modelos y prácticas agrícolas sostenibles y resilientes al cambio climático (del Pozo et al. 2019).

En este contexto, la agroecología propone la intensificación ecológica como mecanismo de compatibilización de la producción de alimentos y materiales con la optimización de la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ambientales (Bommarco et al. 2013). Entre estos modelos de intensificación ecológica destacan los sistemas agroforestales (que introducen de forma deliberada árboles en los sistemas agrarios), donde la participación de distintos estratos vegetales optimiza el aprovechamiento de los recursos del sistema.

Así pues, en el contexto actual de cambio climático, los sistemas agroforestales, han sido señalados como una oportunidad para cumplir los objetivos de adaptación y mitigación al mismo (José et al. 2004; Lal 2004; Montagnini y Nair 2004; Mosquera-Losada et al. 2015; Cardinael et al. 2021) y así lo exponen diferentes organismos internacionales; el papel de los sistemas agroforestales ha sido recogido en la Estrategia Europea del Cambio Climático (European Commission 2014), la Estrategia Forestal Europea (European Commission 2013) y en el último informe de "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC 2014), como mecanismo de adaptación y en la reducción de las emisiones de los gases de efecto invernadero.

Los sistemas agroforestales, a menudo gestionados como sistema agrosilvopastorales (Zomer et al. 2016), se encuentran entre las formas vegetales más extendidas del mundo y aunque a lo largo del siglo XX la superficie de los mismos se ha reducido considerablemente en Europa, éstos siguen representando una extensión de unos 15.4 millones de hectáreas, con 5.6 millones ha en España (den Herder et al. 2017).

La dehesa ibérica es un sistema agrosilvopastoral, de origen y mantenimiento antrópico, con una distribución sabanoide consecuencia del aclarado del monte mediterráneo, mantenida mediante prácticas de gestión cuyo objetivo es el aprovechamiento de la vegetación por el ganado vacuno, ovino, caprino y/o porcino en régimen extensivo y, de manera complementaria, por ungulados silvestres (Díaz y Pulido 2009). Desde el punto de vista vegetal, la dehesa la conforman tres estratos íntimamente ligados: un estrato arbóreo, constituido por árboles dispersos (generalmente *Quercus* sp.), un estrato herbáceo y/o un estrato arbustivo (Rolo et al. 2012), si bien la gestión de la dehesa suele ir encaminada a evitar la invasión del sistema por el matorral. Los pastos anuales son un elemento clave del sistema pues son la principal fuente de alimento del ganado que los pasta, siendo este a su vez la actividad económica principal de este sistema (Campos et al. 2020). En concreto, en Extremadura el 90% de su producción ganadera se obtiene mediante sistemas de producción extensiva, lo que supone alrededor del 40% de la Producción Final Agraria regional (Escribano et al. 2005).

Aunque el ganado y la producción de cultivos representan las principales fuentes de ingresos en la dehesa, otras actividades como la extracción del corcho, la producción de miel o la caza, implican importantes beneficios ambientales y económicos (Campos et al. 2020). De hecho, la saca del corcho caracteriza el paisaje natural de las dehesas extremeñas, manteniéndose la región como una de las grandes productoras de corcho en España (la segunda tras Andalucía) (MAPAMA 2015).

La dehesa es por tanto, un sistema tradicional que se perfila posiblemente como la mejor modalidad productiva y sostenible capaz de hacer frente a la combinación de la baja fertilidad del suelo y la alta variabilidad del clima mediterráneo (Olea y San Miguel-Ayanz, 2006), siendo un ecosistema de recursos múltiples limitados que contribuye de forma clave en la variabilidad interanual del cómputo global de carbono (Morris et al. 2019) y en el que la presencia del arbolado no sólo posibilita la producción agraria, sino que la facilita o refuerza, además de ser elemento clave para la biodiversidad del sistema y los múltiples servicios ambientales que genera (Moreno y Pulido 2009).

La gestión de las dehesas españolas está fuertemente ligada a la PAC (Política Agrícola Común) la cual a pesar de los múltiples beneficios de la presencia del arbolado en los sistemas agrarios, aún no incorpora suficientemente tales beneficios en sus ayudas, sino que, en algunos casos, la penalización del arbolado a través del Coeficiente de Admisibilidad de Pastos del pago básico de la PAC, podría comprometer su propia persistencia, al desincentivar el interés en la conservación del arbolado por parte de los propietarios. El descuento de superficies admisibles por presencia de matorral (necesario para asegurar la regeneración periódica de la dehesa), reforzará la ausencia de regeneración de arbolado (Ruiz y Beaufoy 2015) siendo este el principal problema ambiental que afronta el sistema.

A pesar de la importancia socioeconómica y ambiental de la dehesa, ésta se enfrenta a la mala gestión de sus principales componentes, la producción intensiva de cultivos, el pastoreo excesivo y las prácticas inadecuadas de gestión del arbolado (Pulido et al. 2001; Godinho et al. 2011; Pinto-Correia et al. 2011). Por todo lo expuesto, el estado de conservación en el que se encuentran las dehesas viene constituyendo desde hace unos años un elemento de preocupación (Lavado et al. 2012), tanto para los científicos como para los gestores de estos ecosistemas, destacando aspectos relacionados con el arbolado

como son la pérdida de densidad y el envejecimiento o falta de relevo generacional, que amenazan la persistencia y reducen la resiliencia a las perturbaciones de estos ecosistemas.

En el caso de la dehesa, se ha demostrado que la presencia de arbolado ayuda a mitigar los efectos del cambio climático, fijando y almacenando carbono, no sólo en su biomasa, sino también en el suelo, de forma continua y creciente (Howlett et al. 2011; Kurmar y Nair 2011; Ruiz-Peinado et al. 2013). Además, los árboles modifican las propiedades edáficas y microclimáticas, ejerciendo un efecto positivo en la fertilidad del suelo (Escudero 1992; Gallardo et al. 2000; Gallardo 2003; Moreno et al. 2007a; Gea-Izquierdo et al. 2010), reduciendo las posibles pérdidas de nutrientes por erosión y lixiviación (Young 1997). Asimismo, el arbolado amortigua los eventos meteorológicos extremos bajo dosel, protege contra el viento y reduce la demanda evaporativa de la superficie del suelo, estabilizando la producción de pasto ante las variaciones anuales e interanuales de las precipitaciones (Gea-Izquierdo et al. 2009a; De Miguel et al. 2013).

La presencia de arbolado en la dehesa facilita por tanto, las condiciones para el desarrollo del pasto, mejorándolo cuantitativa y cualitativamente (Gea-Izquierdo 2008; Moreno 2008; Gea-Izquierdo et al. 2009b; López-Carrasco y Gómez 2009) y modificando su composición y fenología (Moreno et al. 2013b) generando las siguientes variaciones, muy visibles en el campo y de interés para la producción animal (Montoya y Meson 1982): una germinación más temprana de las especies anuales bajo su copa, mayor crecimiento en periodo frío permitido por las temperaturas más cálidas bajo el dosel (Moreno et al. 2007b), retraso de la floración y agostamiento más tardío bajo copa que fuera de ella (Joffre et al. 1987).

Tras lo expuesto, podría deducirse un efecto positivo de la influencia del dosel arbóreo en la producción primaria y calidad de los pastos frente al pronosticado

incremento de la aridez consecuencia del cambio climático; sin embargo, numerosos estudios demuestran que la relación competencia-facilitación entre el arbolado y el pasto es altamente dependiente del clima y del suelo (McClaran y Bartolome 1989; Moreno 2008; Gea-Izquierdo et al. 2009a; Rivist et al. 2013). En general, a mayor aridez, el efecto positivo del arbolado se difumina, pero se refuerza a menor fertilidad edáfica (Moreno 2008).

La estructura compleja de la dehesa hace que los recursos limitantes varíen a lo largo del año, existiendo relaciones de competencia entre los estratos vegetales que la componen, los cuales compiten por el agua en verano y por los nutrientes en periodos lluviosos (Moreno 2008; Morris et al. 2019), dependiendo el efecto neto de los árboles sobre la producción de pasto del equilibrio entre los efectos positivos o de facilitación y los negativos o de competencia (Marañón et al. 2009). Por tanto, los efectos concretos del cambio climático dependerán del equilibrio entre el aumento de las temperaturas y el déficit hídrico (Sardans y Peñuelas 2013). De este modo, el calentamiento global puede tener efectos positivos sobre el crecimiento vegetativo en los años más húmedos (alargando los periodos de crecimiento y aumentando las tasas de fotosíntesis; Llorens et al. (2003) y nulos o incluso negativos en los años más secos (Swarbreck et al. 2011).

El seguimiento de la fenología en la dehesa y otros agrosistemas mediterráneos es clave para evaluar adecuadamente los impactos del calentamiento global en diferentes escalas temporales y establecer la planificación y gestión de la adaptación a medio y largo plazo (Gómez-Giráldez et al. 2020). La fenología influye en la variabilidad espaciotemporal de la productividad de los ecosistemas (Richardson et al. 2009); al controlar la actividad estacional de la vegetación, desempeña un papel fundamental en la regulación de la fotosíntesis y de otros procesos ecosistémicos, determina las interacciones con el clima y es fundamental en el ciclo del carbono (Richardson et al. 2012).

Por tanto, dada la importancia ambiental y socioeconómica de la dehesa, su papel estratégico en la región y la necesidad del seguimiento preciso de su fenología (imprescindible para comprender el impacto del cambio climático y crucial para la planificación de estrategias de adaptación y mitigación a medio y largo plazo), se justifica el desarrollo de un esquema metodológico que, basado en la aplicación de las tecnologías de la información geográfica permita (1) delimitar el sistema de dehesa, algo indispensable tanto para el conocimiento de su situación actual, como para el seguimiento del sistema a medio y largo plazo, (2) delinear el dosel arbóreo en la misma, imprescindible para analizar el funcionamiento del sistema y las interacciones entre sus componentes, y (3) el seguimiento de la fenología de sus pastos a gran escala, con el fin de evaluar el papel del dosel arbóreo sobre la estructura y el funcionamiento de la dehesa, determinando su influencia en la estacionalidad de los pastos. Por consiguiente, el carácter de la presente tesis doctoral es metodológico y pretende ofrecer un sistema fiable, basado en la aplicación de las tecnologías de la información geográfica a datos digitales de libre acceso, que permita la monitorización de la dehesa y otros sistemas sabanoides, así como la evaluación de los efectos del arbolado sobre los pastos de la dehesa.

1.2 Estructura del documento

La presente memoria de tesis doctoral se estructura en un total de siete capítulos, descritos brevemente en este epígrafe.

El primer capítulo presenta una introducción general que sirve para la justificación de la necesidad e importancia de la tesis y expone la estructura del documento, con el fin de facilitar la lectura y ubicación de los contenidos.

El segundo capítulo resume el resultado de la revisión bibliográfica previa y durante el desarrollo de los trabajos diseñados para la consecución de cada uno de los

objetivos específicos en los que se estructura el objetivo general, describiendo así: la complejidad del concepto de dehesa desde un punto de vista cartográfico, la ventaja de la combinación de datos estructurales y espectrales en la distinción de estratos vegetales de respuesta espectral similar y el potencial de las imágenes Sentinel 2 para el seguimiento de la fenología de los pastos de dehesa a gran escala.

En el tercer capítulo se expone el objetivo general de la tesis, así como los objetivos específicos en los que se estructura y los hitos en los que a su vez éstos se subdividen.

El cuarto capítulo desarrolla la metodología aplicada en la tesis, presentando las áreas de estudio contempladas, las fuentes de datos empleadas y el proceso de tratamiento de los datos ejecutado para la consecución de cada uno de los objetivos específicos y, por ende, el alcance del objetivo general.

El quinto capítulo recoge los resultados obtenidos en el desarrollo de la metodología propuesta para cada uno de los objetivos.

El sexto capítulo discute los resultados obtenidos no sólo en base a los obtenidos por otros autores sino también a lo esperado por las características y/o supuesta potencialidad de los datos.

En el séptimo capítulo se presentan las conclusiones obtenidas en la tesis doctoral y se indica la aportación principal de dicho trabajo.

Finalmente, se listan las referencias bibliográficas citadas en el documento.

Parte de la información que se presenta en este documento ha sido publicada durante el desarrollo del trabajo de tesis con las siguientes referencias:

- Nieto A, Arenas-Corraliza I, Quirós E, Moreno G (2018) Delimitación de la dehesa en Extremadura a partir de cartografías vectoriales de libre distribución. En: Gestión Ambiental y Desarrollo Sustentable: Experiencias Comparadas. Thomson Reuters Aranzadi, Pamplona, p 336
- Arenas-Corraliza I, Nieto A, Moreno G (2020) Automatic mapping of tree crowns in scattered-tree woodlands using low-density LiDAR data and infrared imagery. *Agrofor Syst* 94:1989-2002. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00517-2>

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

2.1 Concepto “dehesa” y su delimitación cartográfica en Extremadura

Como se indicó anteriormente, dada la importancia ambiental y socioeconómica de la dehesa en Extremadura, la delimitación exacta de la misma resulta indispensable tanto para el conocimiento de su situación actual, como para el seguimiento del sistema a medio y largo plazo. Para la ejecución de dicha delimitación, se requiere en primer lugar, una definición de la dehesa que, ajustándose a la realidad agraria y paisajística, resulte susceptible de ser cartografiada; sin embargo, la búsqueda de dicha definición resulta una ardua tarea, al presentar el término “dehesa” cierta ambigüedad, refiriéndose tanto a un ecosistema seminatural, como a un modo de explotación, a un tipo de gestión humana sobre un ambiente, etc. (Schnabel et al. 2000), siendo muchos los autores y organismos gubernamentales y científicos que han intentado acotar dicho término.

Cabe señalar entre las definiciones más relevantes del sistema referido, la recogida en la Ley 1/1986, de 2 de mayo, sobre la dehesa en Extremadura (Presidente de la Comunidad Autónoma de Extremadura 1986), donde se señala el sistema como “toda finca rústica en la que más de cien hectáreas de su superficie, sea susceptible [...] de un aprovechamiento ganadero en régimen extensivo”; la incluida en el Diccionario Forestal de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF 2005) donde se define la dehesa como “monte arbolado, con fracción de cabida cubierta generalmente incompleta y un estrato herbáceo bien desarrollado, cuyo producto principal es la ganadería extensiva”; o la sugerida por Ferrer et al. (2001) quienes se aproximan más al fin perseguido (delimitación cartográfica de la dehesa) definiendo el sistema como “superficie con árboles más o menos dispersos y un estrato herbáceo bien desarrollado, en la que ha sido eliminado, en gran parte, el arbustivo [...]. Su producción principal es la ganadería

extensiva o semiextensiva que suele aprovechar no sólo los pastos herbáceos, sino también el ramón y los frutos del arbolado”.

Finalmente, Pulido y Picardo (2010) la definen en el Libro Verde de la Dehesa como “un sistema de explotación ganadera y/o cinegética de carácter multifuncional, en que al menos el 50% de la superficie está ocupada por pastizal con arbolado adulto disperso productor de bellotas y con una fracción de cabida cubierta entre el 5 y el 60%”. En este trabajo, se ha considerado esta sentencia como la más acorde a la realidad agraria y paisajística del sistema en Extremadura, permitiendo además la delimitación cartográfica del mismo.

Establecida la definición del término dehesa, existen numerosas fuentes cartográficas de libre distribución a partir de las cuales es posible la obtención de su superficie, como son la base de datos del CORINE Land Cover (CLC), el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), el Mapa Forestal de España (MFE) y el Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC).

La determinación de la superficie de dehesa a través de imágenes de satélite de baja y media resolución (como MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), Landsat y Sentinel) no resulta factible si se atiende a la definición señalada, pues la resolución espacial que presentan estas imágenes no permite la determinación de la fracción de cabida cubierta (FCC), parámetro fundamental en la distinción del sistema dehesa. Del mismo modo, aunque la delineación de la cobertura arbórea puede realizarse mediante de ortofotografías libres de alta resolución espacial (como las producidas por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)), la información en ellas recogida (imágenes de tres bandas) limitaría la distinción de especies y, según la presencia y distribución de los estratos vegetales integrantes del sistema, podría suponer importantes sobreestimaciones, al incorporar el sotobosque al área de

copas en el cómputo de la FCC. Además, aunque la determinación de la FCC puede hacerse mediante fotointerpretación de dichas imágenes de alta resolución, esta tarea a menudo requiere demasiado tiempo, además de ser excesivamente costosa y limitada a la hora de proporcionar información espacialmente continua de grandes territorios (Xie et al. 2008).

Finalmente, las imágenes no permiten distinguir el uso de la superficie y salvo la detección espontánea de rebaños y equipamientos propios de explotaciones ganaderas (únicamente distinguibles en imágenes de alta resolución), difícilmente puede atenderse a lo recogido en la definición adoptada (“sistema de explotación ganadera y/o cinegética de carácter multifuncional [...] con una fracción de cabida cubierta entre el 5 y el 60%”).

Por todo ello, para la delimitación de la superficie de dehesa en Extremadura, en esta tesis se evaluaron únicamente las cartografías vectoriales de libre disposición enumeradas anteriormente (CLC, SIOSE, MFE50 y SIGPAC), construidas mediante la fotointerpretación de ortofotografías nacionales (MFE50 y SIGPAC) e imágenes satelitales (Landsat 5 TM, Landsat 7 y SPOT 4 en el caso del CLC y Landsat 5 TM y SPOT 5 en SIOSE).

2.2 Delimitación del dosel con información estructural y espectral

Para analizar y modelizar el funcionamiento de sistemas agroforestales como la dehesa y las interacciones entre sus componentes (árbol, pasto, matorral), es esencial identificar y delinear de forma precisa el dosel arbóreo, así como estimar la FCC, siendo la teledetección una herramienta clave para la evaluación de éste parámetro a gran escala en los sistemas forestales (Jakubowski et al. 2013).

En este sentido, el empleo de datos LiDAR (Light Detection and Ranging) en la clasificación de usos del suelo y, en particular, en el inventario del dosel forestal, ha

mostrado resultados prometedores (Antonarakis et al. 2008), si bien la exactitud de dichos resultados depende de múltiples factores, entre los que se incluyen: el ángulo de barrido, la estructura de la masa (densidad y altura del arbolado, existencia de distintos estratos arbóreos, etc.), la ratio de pérdida de pulsos láser y la densidad de la nube de puntos (Holmgren et al. 2003; Korhonen et al. 2011; Liu et al. 2019).

En el desarrollo de esta tesis se han utilizado los datos LiDAR aéreos, de libre disposición, que pese a su baja densidad (0.5 pulsos m^{-2}), son considerados más que suficientes para la estimación de la FCC en los sistemas agroforestales. Según lo expuesto por Ma et al. (2017), quienes examinaron la sensibilidad de la estimación de la FCC a la densidad de puntos LiDAR, una densidad de 0.1 puntos m^{-2} explica más del 90% de la variación respecto a los datos de referencia. No obstante, sigue sin estar claro si una densidad de 0.5 puntos m^{-2} es suficiente para cartografiar con exactitud las copas de los árboles dispersos de los sistemas agroforestales, ni si las estimaciones fiables de FCC pueden resultar de la compensación entre sobre o infraestimaciones en la delineación de dichas copas, lo cual sugiere que esta tarea (la delineación exacta de copas) podría requerir una mayor densidad de puntos que la mera estimación de la FCC.

Otros métodos de teledetección ampliamente utilizados para delinear el dosel arbóreo se basan en el análisis de ortoimágenes, agrupando los píxeles en objetos en base a su disposición espacial y características espectrales similares (Ellis y Mathews 2019). Esta aproximación parece ideal para aquellos sistemas conformados por estratos vegetales muy contrastados espectralmente, como son los pastos arbolados en los que los árboles y el pasto presentan dinámicas estacionales (fenologías) muy diferentes. Sin embargo, en aquellos sistemas agroforestales donde las copas de los árboles coexisten con estratos respuesta espectral similar (Hellesen y Matikainen 2013), resulta complicado obtener delineaciones de dosel arbóreo y estimaciones de la FCC exactas, basadas únicamente en

datos espectrales. Este podría ser el caso de los pastos arbolados que tienen matorral como tercer estrato vegetal.

Además, la delineación de las copas se complica con las sombras proyectadas por las mismas, por lo que, en los bosques abiertos, la combinación de datos espectrales y estructurales puede mejorar significativamente la diferenciación de objetos espectralmente similares (Maschler et al. 2018; Marrs y Ni-Meister 2019) facilitando así la delineación de las copas. En este sentido, Hellesen y Matikainen (2013) obtuvieron una mejora significativa en la exactitud de la clasificación de árboles y matorral sobre ortoimágenes infrarrojas (IRG) cuando incluyeron datos LiDAR como información complementaria. Del mismo modo, Kempeneers et al. (2009) y Geerling et al. (2007) mostraron que la combinación de datos LiDAR con imágenes mejoraba la exactitud de la clasificación de la vegetación, especialmente en los estratos que mostraban respuestas espectrales similares.

2.3 Imágenes satelitales para la evaluación de los pastos de dehesa

La monitorización de la productividad y calidad de los pastos resulta de gran utilidad para los agricultores y ecólogos, por la importancia que estas variables tienen en la producción ganadera y en los servicios ambientales (Barot et al. 2017), existiendo un gran interés y numerosos intentos de utilizar las imágenes satelitales para este objetivo (Reinermann et al. 2020; Clementini et al. 2020). Al respecto, existe gran consenso sobre que la productividad de los pastos viene en gran medida determinada por su fenología, y de forma muy particular para los pastos anuales, como los de la dehesa, viene determinada por la longitud del periodo de crecimiento y/o periodo que se mantiene verde (Watson et al. 2019; Zheng et al. 2020; Browning et al. 2021).

Por norma general, la fenología se refiere a eventos específicos del ciclo de vida vegetal basados en observaciones sobre el terreno de cambios individuales en las plantas, como la emergencia, brotación, salida y senescencia de las hojas, floración, etc. En este sentido, los estudios de campo que han analizado la influencia del dosel arbóreo en los pastos de sistemas agroforestales como la dehesa, se han restringido tradicionalmente a la propia proyección de las copas, existiendo poco conocimiento sobre el efecto del arbolado en la periferia de las mismas. Sin embargo, el seguimiento preciso de la fenología vegetal (tanto de la dehesa como de cualquier sistema vegetal) en el espacio y el tiempo es imprescindible para comprender el impacto del cambio climático y es crucial para la planificación de estrategias de adaptación y mitigación. De hecho, la teledetección de la fenología vegetal como indicador del cambio climático ha suscitado un gran interés científico en las dos últimas décadas (Zhou 2019; Misra et al. 2020). Sin embargo, a pesar de su importancia y sensibilidad al cambio climático, la fenología no está descrita con suficiente detalle para la mayoría de los sistemas terrestres, tampoco en los sistemas agroforestales, siendo necesarios estudios adicionales que la registren a gran escala (Luo et al. 2018), distinguiendo la influencia del arbolado, no sólo en la proyección de copas sino en el sistema en conjunto.

En este sentido, los satélites continúan siendo la única herramienta factible para el seguimiento continuo de la dinámica terrestre a escala regional y global, aunque en el caso de los sistemas agroforestales existe la dificultad de la mezcla íntima de estratos vegetales de curvas fenológicas muy diferentes, siendo un reto discernir la contribución de cada estrato al patrón fenológico general detectado con las imágenes satelitales. En realidad, el seguimiento de la fenología en áreas relativamente grandes a una escala espacial adecuada a la detección de los cambios y de una forma rentable, sigue siendo un reto importante en la mayoría de circunstancias y sistemas vegetales (Liu et al. 2016;

Berra et al. 2019). Además, muchos de los eventos fenológicos específicos (emergencia, brotación, salida y senescencia de las hojas, floración ...) no pueden detectarse directamente con las resoluciones espaciales de las imágenes de satélite, aunque si pueden calcularse descriptores de la dinámica general de la vegetación (Helman 2018).

La fenología definida a partir de las imágenes satelitales es denominada por la comunidad científica como "Land Surface Phenology (LSP)". El término LPS fue definido por de Beurs y Henebry (2010) como el desarrollo espacio-temporal de la superficie terrestre con vegetación, según las observaciones espectrales de sensores satelitales. Los parámetros que definen la LSP están asociados a cambios generales intra- anuales en la vegetación que pueden distinguirse a partir de imágenes satelitales. Por ejemplo, para el caso concreto del pasto se define el día del año correspondiente al inicio del periodo vegetativo o reverdecimiento (SOS, siglas en inglés de Start of Season), el pico de crecimiento o de máxima biomasa (POS, Peak of Season), el inicio de la desecación o senescencia (EOS, End of Season) o la duración de la estación de crecimiento (LOF Length of Season) (de Beurs y Henebry 2010; Misra et al. 2016).

Aunque las imágenes de satélite proporcionan datos globales que permiten el estudio de la fenología de cubiertas vegetales a gran escala (Zhang et al. 2006), existen diversas fuentes de error en la estimación de las métricas LSP, incluyendo tanto la resolución espacial, temporal y calidad de los mismos (Atzberger et al. 2013), como el ruido y las discontinuidades generadas por la contaminación por nubes o nieve, la influencia de las condiciones atmosféricas, los efectos de la desviación del zenith, etc. (Kandasamy et al. 2013; Zeng et al. 2020). Además, las técnicas de composición temporal y los filtros temporales de suavizado, si bien permiten mejorar la consistencia y continuidad de las series temporales de datos de satélite para a la extracción de métricos fenológicos (Atkinson et al. 2012), pueden afectar significativamente a la definición de

la fenología (Verger et al. 2013). Todo lo expuesto provoca una brecha entre las observaciones de campo y las obtenidas por los satélites (Gómez-Giráldez et al. 2020). Sin embargo, a pesar de sus limitaciones y de la falta de correspondencia directa con las mediciones en campo, diversas métricas LSP han proporcionado información relevante sobre la estacionalidad de la vegetación a escalas (temporales y espaciales) mayores que las habitualmente observadas en campo (Fisher et al. 2006).

En los estudios de la fenología basados en teledetección, en lugar de utilizar la información espectral registrada en cada banda del sensor satelital, es habitual el empleo de índices de vegetación calculados a partir de dichas bandas, extrayendo habitualmente las métricas de LSP de series temporales de estos índices (Gerard et al. 2020). La revisión bibliográfica realizada por Zeng et al. (2020) confirma que entre los índices de vegetación habituales en el estudio de la fenología se incluyen el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) y el SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index).

El NDVI (Rouse et al. 1974) calculado a partir de imágenes de satélite ha sido ampliamente utilizado en el estudio de la fenología a escala regional (Ren et al. 2016). Su consideración generalizada en los estudios que relacionan la respuesta espectral de cubiertas vegetales con el registro de la fenología (Luo et al. 2018; Zhou 2019; Gómez-Giráldez et al. 2020; Martín et al. 2020) puede ser debido a que se trata de un índice de cálculo sencillo, obtenido a partir de las bandas del rojo (sensible al contenido en clorofila) y el infrarrojo cercano (sensible a la estructura interna de la hoja), ambas registradas por la gran mayoría de los sensores ópticos (Zeng et al. 2020), sin embargo entre los inconvenientes que presenta este índice, cabe destacar la sensibilidad respecto del tipo de suelo subyacente (Ormeño-Villajos 2006).

El índice SAVI (Huete 1988), es un índice de vegetación modificado, diseñado para reducir la influencia del brillo del suelo mediante la incorporación del factor de ajuste

L en el denominador de la ecuación del NDVI. El índice SAVI es muy adecuado para las áreas con baja cobertura vegetal, como ocurre con frecuencia en los pastos y ha sido utilizado exitosamente para describir la fenología de pastos en ambientes áridos (Lu et al. 2015) y semiáridos como la dehesa ibérica (Gómez-Giráldez et al. 2020).

El PSRI (Plant Senescence Reflectance Index) maximiza la relación entre carotenoides y clorofila, aumentando su valor a medida que el contenido de clorofila de la planta disminuye, siendo reconocido como un índice de alta precisión en la detección de vegetación senescente (no fotosintética) (Merzlyak et al. 1999). Así, durante el verano, cuando los pastos de la dehesa se secan, los píxeles dominados con esta vegetación no fotosintética presentan valores más altos que los píxeles que incluyen cubierta arbórea (Godinho et al. 2017).

En los últimos años, el PSRI se ha empleado para la determinación de distintos métricos LPS como el SOS y EOS; así, Ren et al. (2016), empleando imágenes de MODIS para la determinación de dichos parámetros, obtuvieron resultados similares a los obtenidos con NDVI, afirmando que la fenología derivada del PSRI reflejaba eficazmente la dinámica de la vegetación y su respuesta a los efectos del cambio climático, concluyendo que el PSRI es un índice útil y robusto que, junto al NDVI, permite el seguimiento de la fenología de los pastos.

De entre los satélites que proporcionan imágenes de libre distribución, los Landsat son lo que ofrecen la serie temporal más extensa, con imágenes disponibles desde 1972 hasta la actualidad. Este considerable catálogo de imágenes presenta un indiscutible potencial para estudios relacionados con la caracterización del paisaje, detección de cambios, monitorización del estrés hídrico y demás variables para las que largas series temporales favorezcan su detección y/o seguimiento. Sin embargo, el uso de imágenes Landsat para la caracterización de la fenología es limitado. Su resolución temporal de 16

días junto con la contaminación por nubes, impide la detección de eventos fenológicos que ocurren en pocos días o semanas (Vrieling et al. 2018; Misra et al. 2020).

Otros sensores que proporcionan imágenes de libre acceso y presentan mayor resolución temporal, como MODIS o AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), presentan resoluciones espaciales groseras (250 m-1 km para MODIS y 0.5-1 km para AVHRR) que revierten gran cantidad de píxeles mixtos, limitando su aplicabilidad en paisajes heterogéneos (Chen et al. 2018; Helman 2018; Misra et al. 2018). Además, si lo que se pretende es la caracterización fenológica de una determinada cubierta vegetal incluida en un sistema heterogéneo, como es el caso de los sistemas agroforestales, incluso la resolución espacial de las imágenes de Landsat (30 m) implicará una alta frecuencia de píxeles mixtos que puede propiciar el descarte de las mismas para tal fin.

Los satélites Sentinel 2, una constelación de dos satélites idénticos (Sentinel 2A, lanzado el 23 de junio del 2015 y Sentinel 2B lanzado el 7 de marzo de 2017) que recorren la misma órbita, proporcionan en conjunto imágenes con una resolución espacial entre 10 y 60 m según la banda y una resolución temporal de 5 días.

Sentinel 2 presenta claras ventajas espaciales, temporales y/o espectrales respecto a otros satélites que proporcionan imágenes libres, así pues, se ha observado que, para la misma área, Sentinel 2 puede muestrear aproximadamente diez veces más píxeles que Landsat 8, debido tanto a su mejor resolución espacial como a la mayor frecuencia de revisita (Griffiths et al. 2019; Misra et al. 2020). En este sentido Zhou et al. (2019) encontraron que, en zonas con alta nubosidad, se disponía de tres a cinco imágenes libres de nubes de Sentinel 2 frente a una o dos imágenes claras de Landsat 8. Esto hace que, a pesar de su corta serie temporal (desde julio de 2015 hasta la actualidad), los satélites Sentinel 2 se hayan utilizado para el seguimiento de la vegetación, abordando aspectos

como la fenología (Poenaru et al. 2017), si bien su potencial para mejorar la precisión en la estimación de las etapas de transición fenológica aún no se ha explorado completamente (Gómez-Giráldez et al. 2020).

A pesar de su mejor resolución temporal respecto a otros sensores, ésta sigue siendo subóptima para estudios de fenología en zonas con una dinámica rápida de la vegetación o nubosidad frecuente (Houborg y McCabe 2018), y es que la contaminación por nubes es un problema inherente al tratamiento de imágenes de sensores ópticos satelitales, ya que reduce el número de imágenes viables, provocando lagunas en las series temporales que dificultan la estimación precisa de los parámetros LSP. El efecto de esta falta de observaciones viables en las series temporales ha sido cuantificado por diversos autores (Duncan et al. 2015; Vrieling et al. 2018; Villa et al. 2018).

Para corregir estas brechas en las series provocadas por la nubosidad, se utilizan diferentes métodos de relleno (gap filling) basados en el propio tratamiento de los datos de un único sensor (Roerink et al. 2000; Gao et al. 2008; Kandasamy et al. 2013; Gerber et al. 2018) o en la combinación de datos de varios sensores, por ejemplo, Sentinel 2 y Landsat 8 (Claverie et al. 2018; Zhang et al. 2020). Además, el empleo de máscaras de nubes requiere una cuidadosa consideración en el modelado de las curvas de las series temporales de índices de vegetación, habiéndose demostrado que máscaras defectuosas desvían el inicio estimado de la estación hasta en 10 días (Shang et al. 2018).

Pese a sus limitaciones (las propias y las comunes a otros sensores), la mejora de la resolución espacial y temporal de Sentinel 2 respecto a otros satélites productores de datos de libre distribución, representa una clara oportunidad para el estudio de la fenología en sistemas heterogéneos como la dehesa, donde el arbolado se encuentra disperso, especialmente si lo que se busca es la caracterización fenológica de un

determinado estrato de vegetación, para lo que resoluciones más groseras resultarían inadecuadas.

CAPÍTULO 3

OBJETIVOS

CAPÍTULO 3. OBJETIVOS

El objetivo general planteado en esta tesis es evaluar el papel del dosel arbóreo sobre la estructura y el funcionamiento de la dehesa, determinando su influencia en la estacionalidad de la producción de los pastos.

La hipótesis de partida es que el pasto bajo la influencia de la copa presenta una senescencia más tardía (Figura 1) y un periodo de crecimiento más extenso, aspecto observado y reportado desde hace décadas en la literatura científica (Puerto 1992) pero insuficientemente cuantificado.



Figura 1. Fotografía tomada el 5 de junio de 2018 en el área de estudio de Majadas de Tiétar. Fuente: elaboración propia.

Sabiendo la influencia de la fenología en la variabilidad espacio-temporal de la productividad de los ecosistemas y que la teledetección es la única herramienta factible para el seguimiento continuo del papel del dosel arbóreo a gran escala, esta tesis aborda el objetivo general a través del seguimiento de la fenología (desde una escala local, pero con metodología replicable a gran escala) aplicando Tecnologías de la Información

Geográfica para la monitorización de los efectos del arbolado sobre los pastos de la dehesa extremeña.

Este objetivo general se estructura en 3 objetivos específicos, divididos a su vez en distintos hitos:

1. Definir una metodología fiable basada en información digital de libre acceso que, contemplando la complejidad estructural de la dehesa, permita su delimitación a nivel regional, permitiendo así la monitorización del sistema a medio y largo plazo.

Este objetivo específico se aborda mediante la consecución de dos hitos: (1) determinar el ajuste de las cartografías vectoriales evaluadas (CLC, SIOSE, MFE y SIGPAC) a la realidad paisajística de la dehesa regional (2) precisar la cartografía vectorial libre más adecuada para la delimitación de la superficie de dehesa en Extremadura.

2. Encontrar una metodología fiable basada en datos de libre acceso, que permita la delineación automática o semiautomática del dosel arbóreo en sistemas agroforestales como la dehesa.

Los hitos es los que se estructura este objetivo son: (1) evaluar la adecuación de los datos LiDAR de baja densidad para la estimación de la FCC y la delineación del dosel arbóreo; (2) probar que, en la Clasificación Orientada a Objetos, la combinación de datos espectrales y estructurales mejora la exactitud de la delineación de copas; y (3) evaluar la influencia de la complejidad estructural del sistema (presencia vs ausencia de matorral) en la exactitud de la delineación de las copas.

3. Evaluar el efecto a gran escala del arbolado en la fenología del pasto de la dehesa. La consecución de este objetivo se logra mediante el alcance de los siguientes hitos: (1) explorar la utilidad de las imágenes Sentinel 2 para la definición de la fenología

del pasto de dehesa, así como determinar los parámetros que la definen, y (2) evaluar el efecto del arbolado en la fenología del pasto de la dehesa.

Los objetivos específicos enumerados siguen un orden secuencial, afrontando el alcance del objetivo general con un incremento progresivo de la escala de detalle, comenzando por la determinación del propio sistema de dehesa en la Comunidad Autónoma de Extremadura, continuando con la delimitación del dosel arbóreo de dicho sistema y finalizando con el seguimiento concreto de la fenología del estrato herbáceo.

La consecución de los objetivos expuestos posibilitará la monitorización de la dehesa en Extremadura en cuanto a: superficie total del sistema, variaciones de la espesura (FCC) y fenología de sus pastos. En concreto, el conocimiento detallado de la influencia del dosel arbóreo en la fenología de los pastos y su estabilidad temporal, permitirá obtener, en estudios futuros, modelos capaces de predecir la estabilidad de los ecosistemas en base a propiedades estructurales, condiciones ambientales e intensidad de gestión, e incluso establecer la densidad arbórea que optimiza la producción y el aprovisionamiento sostenible de servicios ecosistémicos, objetivo fundamental para el manejo de la dehesa y otros pastos arbolados mediterráneos en el escenario del cambio climático.

CAPÍTULO 4

MATERIAL Y MÉTODOS

CAPÍTULO 4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

Como se indicó anteriormente los tres objetivos específicos en los que se estructura el objetivo general de esta tesis, siguen un orden secuencial con un incremento progresivo de la escala de detalle.

De este modo, la delimitación de la superficie de dehesa (objetivo específico 1) se desarrolló en la totalidad del territorio regional, siendo la Comunidad Autónoma de Extremadura el área de estudio (Figura 2).

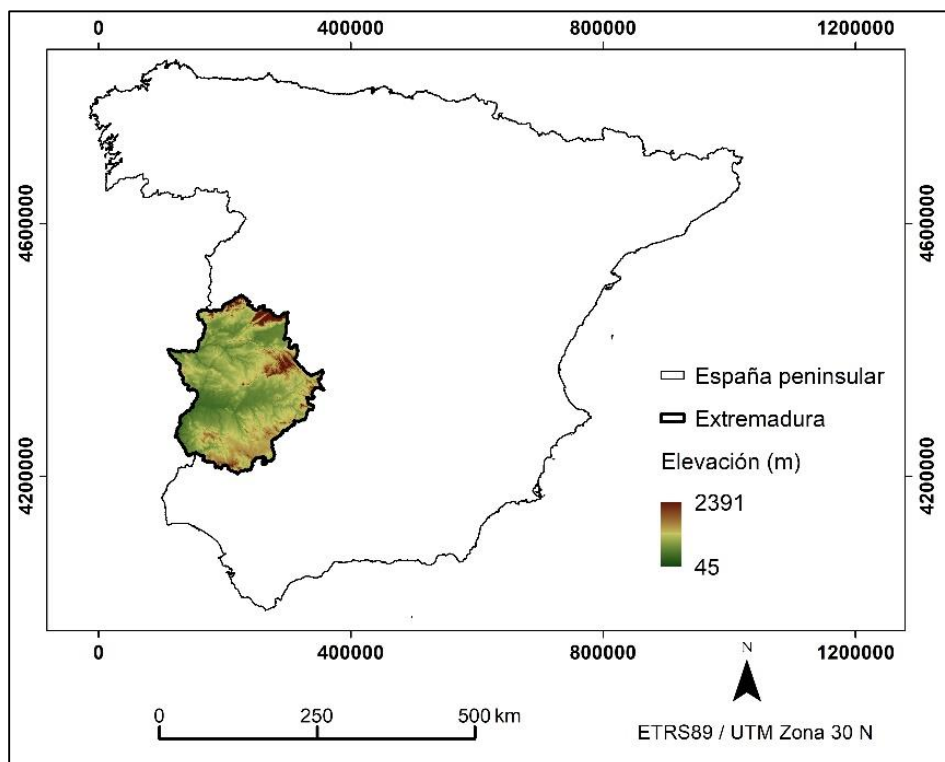


Figura 2. Localización de la Comunidad Autónoma de Extremadura.

La delineación del dosel arbóreo en sistemas agroforestales como la dehesa (objetivo específico 2), se desarrolló en dehesas ubicadas en el suroeste peninsular ($39^{\circ}20'41.17''$; $0^{\circ}19'12.03''$), en el término municipal de Majadas de Tiétar, incluido en la “European Fluxes Database Cluster” (<http://www.europe-fluxdata.eu/home/site->

details?id=ES-LMa), una red global de puntos donde se ubican torres micrometeorológicas que utilizan métodos de covarianza de Foucault (estaciones de Eddy Covarianza) para medir los intercambios de dióxido de carbono, vapor de agua y energía entre la biosfera y la atmósfera.

Dichas dehesas sustentan explotaciones extensivas de ganado bovino y presentan un clima mediterráneo, con una temperatura media anual de 16.7° C y una precipitación media anual de 650 mm (Perez-Priego et al. 2017).

En el desarrollo del objetivo se contemplaron dos áreas (Figura 3) seleccionadas según el número de estratos vegetales del sistema, pero con características físico-geográficas y condiciones de manejo similares. Las áreas de estudio se denominaron ML2 y ML3 atendiendo a los estratos de vegetación presentes. En ML2, con una superficie de 162.28 ha, se distinguían dos estratos de vegetación: el estrato arbóreo, formado por árboles dispersos, siendo la especie principal *Quercus ilex*, con una altura media de 7.63 m y el estrato herbáceo con gran variedad de especies anuales. Además, existen ejemplares dispersos de alcornoque (*Quercus suber*) y quejigo (*Quejigo faginea*), siendo los ejemplares de estas especies de mayor porte (hasta 13.30 m de altura; Bogdanovich et al. 2021). El área ML3 (44.03 ha de extensión) presentaba tres estratos de vegetación íntimamente ligados: el estrato arbóreo con la misma especie principal y distribución que su estrato homólogo en ML2 pero con pies de talla menor (altura media 5.77 m), el estrato herbáceo y el estrato arbustivo.

La evaluación a gran escala del efecto del arbolado en la fenología del pasto de la dehesa (objetivo específico 3), se desarrolló (al igual que el objetivo anterior) en dehesas ubicadas en el suroeste peninsular, en los términos municipales de Majadas de Tiétar (39° 56' 25" N, 5° 46" W) y La Albuera (38° 42' 6" N, 6° 47' 9" W), situados en las provincias de Cáceres y Badajoz respectivamente (Figura 4). Estas áreas, se caracterizan por una

temperatura media anual de 16.7° C y 18.3° C y una precipitación media anual de unos 650 mm y 350 mm respectivamente, concentrándose la mayor parte de las precipitaciones de noviembre a mayo, con un periodo estival muy seco (El-Madany et al. 2020). En ambas dehesas, se distinguen dos estratos de vegetación: el estrato arbóreo, formado por árboles dispersos (FCC de 18% en Majadas y 15% en Albuera), siendo la especie principal *Quercus ilex*, y el estrato herbáceo, formado por gran variedad de especies anuales.

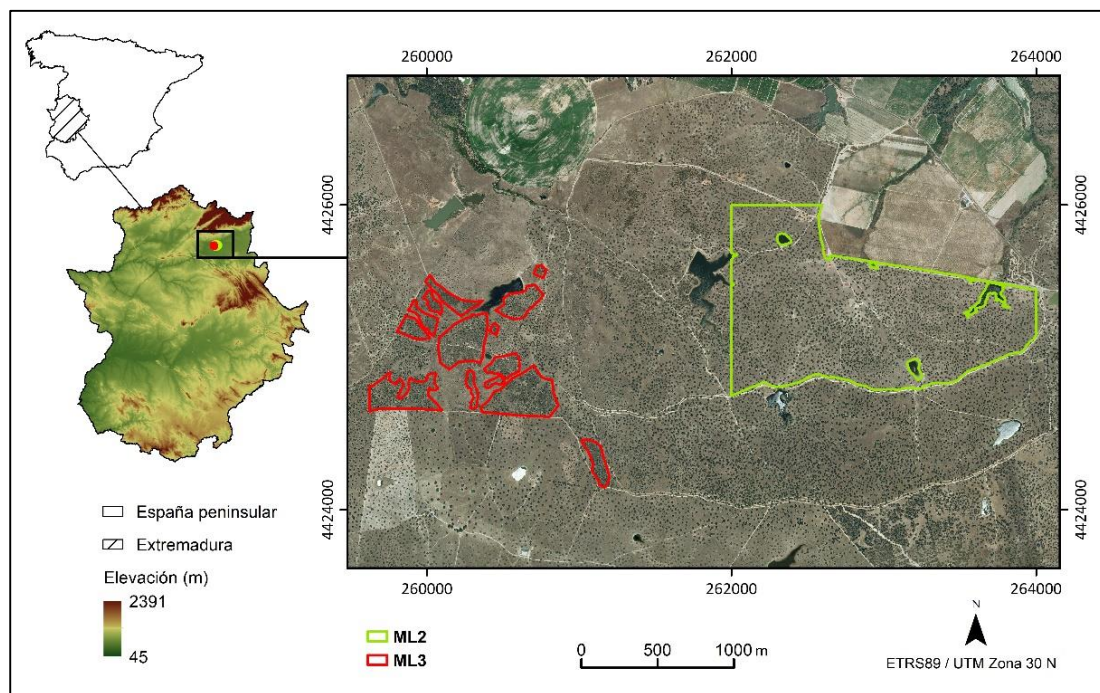


Figura 3. Localización de las áreas de estudio ML2 y ML3 con ortofotografía del PNOA del año 2010 de fondo.

Tanto el área de Majadas de Tiétar (ML2F), con una superficie de 449.12 ha, como la de La Albuera (AL2F) con 228.68 ha de extensión, son dehesas que sustentan explotaciones ganaderas extensivas de ganado bovino y ovino, respectivamente (con cargas ganaderas que no superan las 0.3 UGM/ha). Además, ambas se encuentran incluidas en el “European Fluxes Database Cluster” (<http://www.europe-fluxdata.eu/home/site-details?id=ES-LMa> y <http://www.europe-fluxdata.eu/home/site-details?id=ES-Abr>, para Majadas de Tiétar y La Albuera, respectivamente).

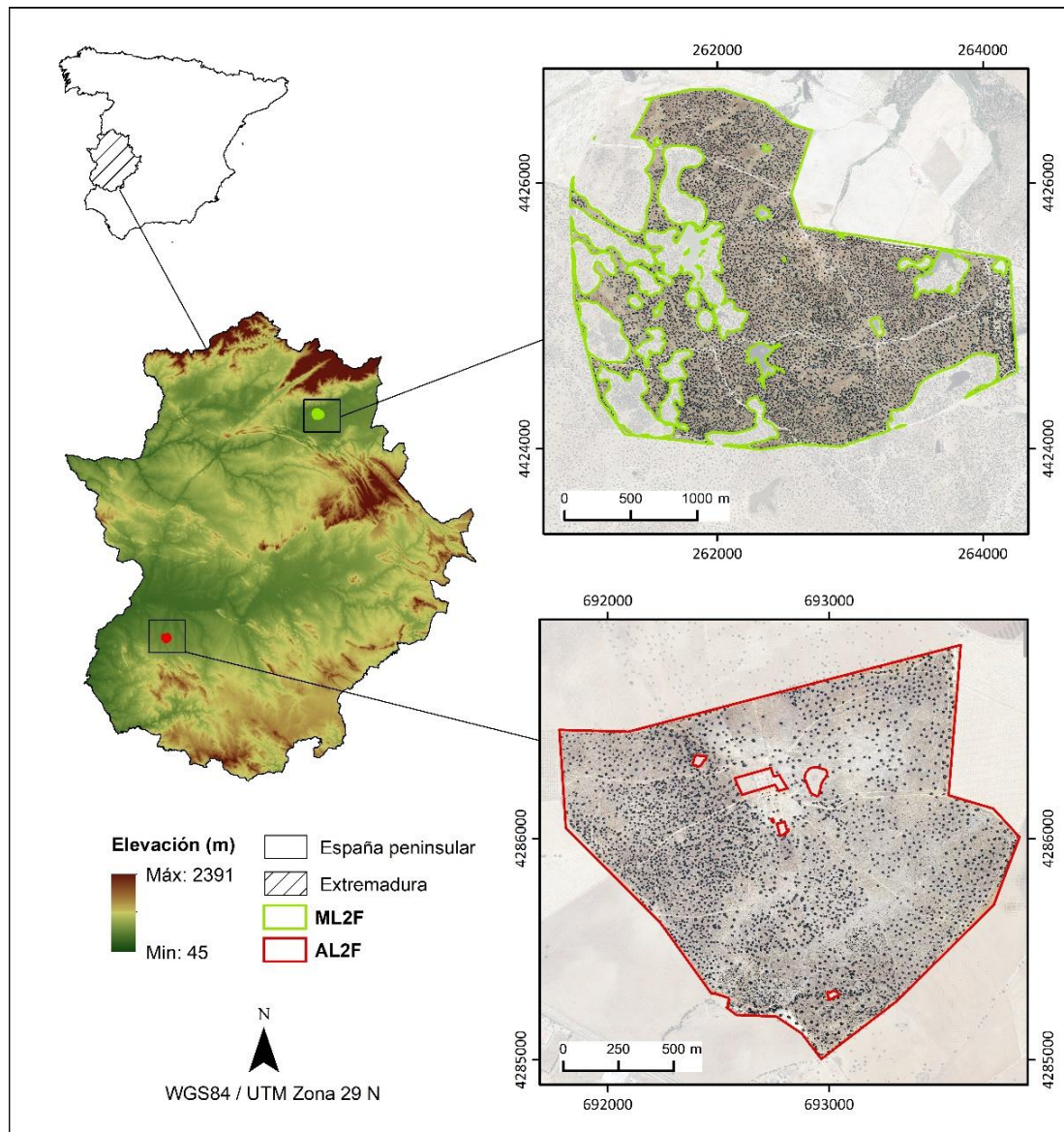


Figura 4. Localización de las áreas de estudio ML2F y AL2F con ortofotografía del PNOA del año 2019 de fondo.

4.2 Fuentes de datos

Todas las fuentes de datos empleadas en el desarrollo de esta tesis son de libre acceso, tanto las cartografías vectoriales nacionales y europeas empleadas para la determinación de la superficie de dehesa, como las ortofotografías, datos LiDAR e imágenes de satélite empleadas para la delimitación del dosel arbóreo y evaluación de la fenología del pasto de la dehesa.

4.2.1 Datos empleados en la delimitación de la superficie de dehesa

Se describen a continuación, las cartografías vectoriales de libre distribución evaluadas para la delimitación de la dehesa en Extremadura. Las versiones analizadas fueron las disponibles en el momento de consecución del primer objetivo específico, es decir en el inicio del desarrollo de la tesis (años 2016 y 2017).

4.2.1.1. CORINE Land Cover (CLC)

El CLC es una base de datos georreferenciada de ocupación del suelo a nivel europeo a una escala de referencia 1:100000, basada en una nomenclatura jerárquica de tres niveles que clasifica los usos del suelo en 44 clases. La unidad mínima cartografiable es de 25 ha para entidades de naturaleza poligonal y 100 m para entidades lineales. En el desarrollo de esta tesis, se utilizó la versión de 2012 (CLC2012), con sistema geodésico de referencia ETRS89 y sistema cartográfico de representación UTM. Esta cartografía es de libre acceso y se encuentra disponible en el centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

En la elaboración de la versión CLC2012, al contar con la base de datos SIOSE, de mayor detalle y elaborada a partir de las mismas imágenes de referencia, se estableció un nuevo sistema de producción basado en la generación del CLC a partir del SIOSE, siguiendo la metodología descrita a continuación:

- El CLC del año 2006 (CLC2006) se elaboró mediante fotointerpretación de imágenes Landsat 5 TM para el año 1990, Landsat 7 para el 2000 y SPOT 4 para el año 2006.
- Durante la producción del CLC2006 se empezó a trabajar también en la primera versión del SIOSE 2005, utilizando las mismas imágenes de referencia para ambos proyectos.

- A partir de SIOSE 2005, se generó un nuevo CLC2006, denominado “CLC2006revisado”, mediante generalización temática y eliminación de pasillos.
- Posteriormente se generó una base de datos de cambio 2006-2012 a partir de los polígonos de cambio entre SIOSE 2005 y SIOSE 2011.
- Finalmente, se obtuvo la base de datos CLC2012 mediante la incorporación al “CLC2006revisado” de los cambios 2006-2012.

4.2.1.2. Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE)

El SIOSE es una base de datos de ocupación del suelo en España a una escala de referencia 1:25000, siendo la unidad mínima cartografiada, para las zonas agrícolas, forestales y naturales, 2 ha. En este trabajo se utilizó la versión de 2011 (SIOSE2011), siendo el sistema geodésico de referencia ETRS89 y el sistema cartográfico de representación UTM. Es de uso libre y gratuito y está también disponible en el centro de descargas del IGN. La evaluación de esta cartografía era obligada, tanto por ser la de mayor detalle a nivel nacional, como por intervenir la propia Comunidad Autónoma en la generación, verificación y control de calidad de la base de datos a nivel regional.

La versión empleada (SIOSE2011) captura los cambios en el territorio entre los años 2009 y 2011 según la metodología SIOSE, siendo la segunda actualización del proyecto, tras SIOSE2005 y SIOSE2009. Esta versión se elaboró mediante fotointerpretación de imágenes del satélite SPOT 5 y ortofotos del PNOA; además se contempló la información recogida en la Base Topográfica Nacional a escala 1:25000 (BTN25), el Sistema Integrado de Información del Agua (SIA), catastro, el Mapa Forestal de España (MFE), el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España (MCA) y SIGPAC, así como en bases de datos y mapas temáticos relativos a la ocupación del suelo

aportados por las comunidades autónomas. Como información de apoyo, se contemplaron también imágenes satelitales de Landsat 5 TM.

La unidad espacial que contempla el SIOSE es el polígono, única entidad con geometría propia en este modelo de datos. Dicho polígono recoge en su interior una cobertura simple o compuesta. La cobertura simple es aquella que ocupa la totalidad del polígono y la cobertura compuesta está formada por dos o más coberturas simples y/o compuestas a su vez, es decir, un polígono SIOSE con cobertura compuesta, comprenderá distintas coberturas simples o incluso compuestas, recogándose en la base de datos, tanto las coberturas que forman la compuesta, como el porcentaje de ocupación de cada una de ellas respecto a la extensión total del polígono (Figura 5).

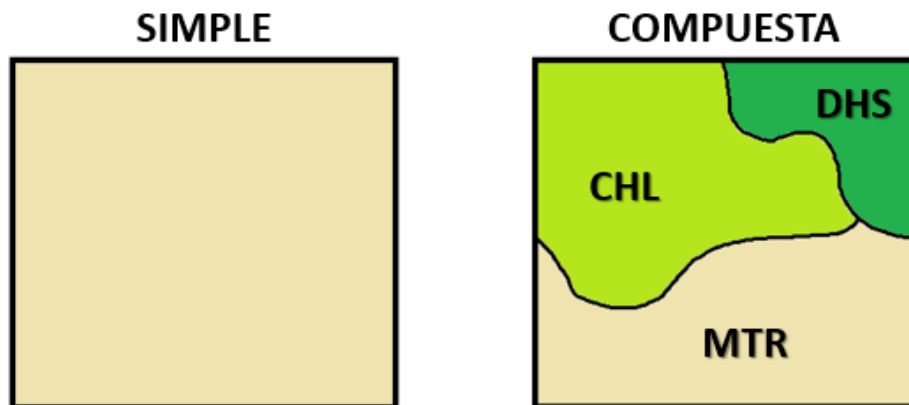


Figura 5. Esquema de la cobertura simple y compuestas en un polígono SIOSE. CHL y MTR hacen referencia a las coberturas simples “Cultivos Herbáceos distintos de Arroz” y “Matorral” respectivamente. DHS corresponde a la cobertura compuesta predefinida “Dehesas”. Fuente: elaboración propia.

4.2.1.3. Mapa Forestal de España a escala 1:50000 (MFE50)

El MFE50 es una cartografía vectorial de ocupación del suelo realizada, en el caso de Extremadura, mediante fotointerpretación de ortofotografías del vuelo realizado para el SIG Oleícola Español, de los años 1997 y 1998; es de libre distribución y está disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Su sistema geodésico de referencia es ETRS89 y el sistema

cartográfico de representación UTM, siendo la tesela la unidad cartográfica representada, con un tamaño mínimo de tesela de superficie forestal de 2.5 ha.

Esta cartografía incluye información estructural de la masa, contemplando para cada masa hasta tres especies diferentes junto a su estado de desarrollo y ocupación, distinguiendo además la FCC arbórea de la FCC total.

4.2.1.4. Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC)

El SIGPAC es un registro público de carácter administrativo, dependiente del Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA) y de las consejerías con competencias en materia de agricultura de las comunidades autónomas; contiene información de las parcelas, susceptibles de beneficiarse de las ayudas comunitarias relacionadas con la superficie y dispone de soporte gráfico del terreno y de las parcelas y recintos con usos o aprovechamientos agrarios definidos.

El SIGPAC incluye las siguientes cartografías en formato vectorial, a escala 1:5000, que sirven para la distinción de la superficie de dehesa en Extremadura:

- Parcelas, coincidentes con las parcelas catastrales.
- Recintos, uno o varios por cada parcela, clasificados según el uso del suelo.

En la elaboración del SIGPAC, se partió del catastro de rústica y se ejecutaron las siguientes actividades:

- Acopio de la documentación catastral para la elaboración del SIGPAC, obteniendo de las distintas gerencias provinciales los planos de los polígonos catastrales en formato papel. Dichos planos fueron digitalizados y posteriormente ajustados para conseguir una continuidad territorial.
- Elaboración de normas de asignación de usos SIGPAC.

- Subdivisión y asignación de usos SIGPAC mediante fotointerpretación de ortofotografías.
- Control de calidad de las fases de ajuste, subdivisión y asignación de usos SIGPAC.

En la elaboración de esta tesis se utilizó el SIGPAC correspondiente al año 2016 (SIGPAC2016) siendo su sistema geodésico de referencia es ETRS89 y el sistema cartográfico de representación UTM.

4.2.2 Datos empleados en la delineación del dosel arbóreo

En la consecución del segundo objetivo específico se emplearon datos LiDAR y ortofotografías IRG registrados en 2010 y distribuidos por el PNOA. Los datos LiDAR empleados corresponden a la última versión disponible en la provincia donde se ubican las áreas de estudio ML2 y ML3 y fueron capturados con el sensor ALS50-II en septiembre del 2010, con una densidad media de 0.5 pulsos m^{-2} (en adelante 0.5 puntos m^{-2}) siendo la precisión global horizontal y vertical inferior a 0.3 y 0.2 m, respectivamente. Desafortunadamente, algunos metadatos de la nube de puntos LiDAR del PNOA, como el proceso de clasificación que se aplica a los puntos brutos no están disponibles al público.

Las ortofotografías IRG empleadas fueron las capturadas en julio del 2010 y no la última versión disponible, pues el objetivo era combinarlas con los datos LiDAR (registrados en 2010). Las citadas ortofotografías cuentan con una resolución espacial de 0.25 m, una resolución radiométrica de 8-bit y una precisión planimétrica menor o igual a 0.5 m, siendo el sistema geodésico de referencia ETRS89, y la proyección UTM (Universal Transverse Mercator). Estas ortofotografías fueron suministradas por el Centro de Información Cartográfica y Territorial de Extremadura (CICTEX) como

imágenes de 3 bandas (infrarrojo cercano (NIR), rojo y verde) en formato ECW (Enhanced Compressed Wavelet).

En cuanto a los datos de referencia o verdad terreno, si bien deberían medirse en campo, para comparar dicha verdad con los resultados derivados de las fuentes empleadas (registradas en el año 2010), las mediciones de campo también deberían haberse hecho en el año 2010. Como esto ya no era posible, y los árboles habían seguido creciendo, la verdad terreno se obtuvo mediante la fotointerpretación de las ortofotografías IRG, digitalizando manualmente la totalidad del dosel arbóreo de las áreas ML2 y ML3 (Figura 6), denominando a los datos de verdad terreno como “hand-digitized data” (HD).

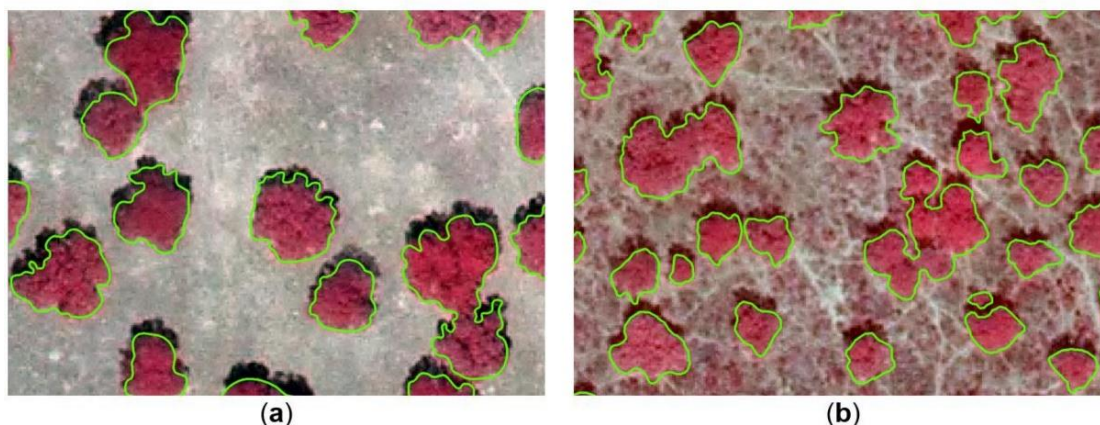


Figura 6. Ejemplo ilustrativo de copas digitalizadas manualmente sobre ortofotografías IRG para la obtención de los datos verdad terreno: (a) ejemplo en ML2 y (b) ejemplo en ML3.

4.2.3 Datos empleados en la evaluación de la fenología del pasto

En la consecución del tercer objetivo específico de esta tesis se emplearon datos espectrales procedentes de dos fuentes: ortofotografías IRG del PNOA registradas en los años 2016 y 2019 (utilizadas para la delineación del dosel arbóreo) e imágenes satelitales de la constelación Sentinel 2 (en adelante, imágenes Sentinel 2) del periodo julio de 2015 – diciembre 2020 (utilizadas para la monitorización de los cambios fenológicos del pasto).

Las ortofotografías IRG presentan una resolución espacial de 0.25 m, una resolución radiométrica de 8-bit y una precisión planimétrica menor o igual a 0.5 m, siendo el sistema geodésico de referencia ETRS89, y la proyección UTM (Universal Transverse Mercator). Estas ortofotografías fueron suministradas por el Centro de Información Cartográfica y Territorial de Extremadura (CICTEX) como imágenes de 3 bandas (infrarrojo cercano (NIR), rojo y verde) en formato ECW (Enhanced Compressed Wavelet).

Las imágenes Sentinel 2, son de libre acceso, disponibles para descarga en el Open Hub de la página del programa Copernicus de la ESA (<https://scihub.copernicus.eu>). Las áreas de estudio contempladas en la evaluación a gran escala del efecto del arbolado en la fenología del pasto (ML2F y AL2F) se localizan en las teselas T29TQE y T29SPC respectivamente, habiéndose utilizando imágenes de la órbita R137 en ambos casos. Se emplearon todas las imágenes libres de nubes en las áreas de estudio correspondientes al periodo analizado, utilizando imágenes corregidas atmosféricamente, es decir imágenes Level 2A, en el análisis de la serie temporal; para aquellas fechas en las que no se estaban disponibles imágenes con ese nivel de corrección, se descargaron las imágenes Level 1C y se corrigieron con el módulo Sen2Cor de SNAP (Sentinels Application Platform) desarrollado por la Agencia Europea Espacial (ESA).

4.3 Métodos

Como se dijo en el epígrafe “Objetivos”, esta tesis aborda el objetivo general a través del seguimiento de la fenología, aplicando Tecnologías de la Información Geográfica, pero, si bien dichas tecnologías son la base de la metodología aplicada en esta tesis (dando título a la misma), éstas se complementan con análisis adicionales que

verifican su exactitud e independencia, resultando esquemas metodológicos distintos según los datos analizados y el objetivo específico perseguido.

Como se aprecia en el desarrollo de este epígrafe, aunque el trabajo de tesis comenzó desarrollándose con software propietario (ArcGIS, eCognition y Statistica), durante el transcurso de la misma se decidió optar por el empleo de software libre (QGIS y R), con el fin de que, tanto los datos, como el software empleado en su tratamiento, fueran accesibles a cualquier usuario, permitiendo de este modo la reproducción de la metodología presentada.

4.3.1 Delimitación de la superficie de dehesa

Tomando la definición del término dehesa de Pulido y Picardo (2010), las cartografías vectoriales evaluadas (CLC2012, SIOSE2011, MFE50 y SIGPAC2016) fueron gestionadas con el software ArcGIS 10.5, seleccionando, mediante la realización de consultas SQL (Structured Query Language), los registros que mejor se adaptaban a la definición citada.

Atendiendo a las nomenclaturas traducidas al castellano del CLC2012 y según lo expuesto en la guía técnica del proyecto (Bossard, Feranec y Otahel, 2000), se dedujo la existencia de dehesa, junto con otros usos adicionales, en las clases 231 (praderas), 244 (sistemas agroforestales), 311 (bosques de frondosas), 321 (pastizales naturales) y 324 (matorral boscoso de transición) de esta base de datos.

En esta tesis, para la determinación de la superficie de dehesa en Extremadura, se contempló únicamente la clase 244, por ser la más ajustada a la definición del sistema adoptada (Pulido y Picardo, 2010). Dicha clase, incluye cultivos anuales o pastizales bajo cubierta arbórea de especies forestales, cultivos anuales o terrenos de pastoreo junto a tierras de barbecho que cubren menos del 50% de dicho terreno y superficies con olivos

y/o árboles frutales imbricados con especies de naturaleza forestal, siempre que ninguna de las presentes sea dominante. Contempla también, algarrobos y palmeras que sombrean tierras agrícolas en un contexto mediterráneo. Por tanto, la decisión de no computar el resto de clases citadas (231, 311, 321 y 324), para la estimación de la superficie de dehesa en Extremadura, se justifica por la definición de las mismas; pues la cantidad de usos, distintos a la dehesa, que quedan incluidos en ellas, implicaban una importante sobreestimación.

En el SIOSE2011, atendiendo a lo expuesto en el manual de fotointerpretación (D.G. Instituto Geográfico Nacional 2015) se contemplaron, para la delimitación de la superficie de dehesa en Extremadura, dos coberturas: la cobertura simple “Pastizal” (PST), donde quedaban incluidas las dehesas de menor FCC y, la cobertura compuesta predefinida “Dehesas” (DHS), limitando esta última a la dominancia, en el estrato arbóreo, de frondosas perennifolias, entre las que se incluyen la encina y el alcornoque, especie predominantes de las dehesas de Extremadura (Lavado et al. 2012).

El citado manual define la cobertura simple “Pastizal” como pastos formados por comunidades herbáceas permanentes y espontáneas, frecuentemente salpicados de especies leñosas y aprovechados a diente en pastoreo extensivo. Igualmente, describe la cobertura “Dehesas” como superficies de origen agrícola y ganadero, con árboles más o menos dispersos y un estrato herbáceo bien desarrollado, en las que ha sido eliminado, en gran parte, el arbustivo, siendo su producción principal la ganadería extensiva o semiextensiva, que aprovecha tanto los pastos herbáceos, como el ramón y los frutos del arbolado.

En cuanto al MFE50, según lo recogido en su diccionario de datos (MAGRAMA 2013), la selección de registros, para la delimitación de la superficie de dehesa regional, se realizó atendiendo a los atributos “tipo estructural”, “distribución”, “fracción de cabida

cubierta arbórea” y “código de especie”, seleccionando como dehesa, aquellos registros que presentan simultáneamente los siguientes atributos: tipo estructural “bosque adhesado”, distribución “adhesada”, fracción de cabida cubierta arbórea inferior al 60% y dominancia específica en el estrato arbóreo de encina y alcornoque; ajustándose de este modo, tanto a la definición propuesta por Pulido y Picardo (2010), como a la realidad paisajística de la dehesa en Extremadura.

El citado diccionario de datos define el tipo estructural “bosque adhesado” como una formación arbolada (FCC superior al 5%), poblada habitualmente de árboles con frutos o ramones de aptitud ganadera, en la que, aunque el uso principal sea el ganadero aparece un doble uso agrícola y forestal. Igualmente, la distribución “adhesada” se describe como una superficie forestal ocupada por un estrato arbóreo, con una FCC entre el 5% y el 75% (motivo por el cual, fue necesario limitar la selección a los registros con FCC menor de 60%), compuesta principalmente por encinas, alcornoques, quejigos, rebollos, acebuches o fresnos, y ocasionalmente por otras especies arbóreas que permitan el desarrollo de un estrato herbáceo (pasto) para el aprovechamiento del ganado o especies cinegéticas.

Finalmente, los registros seleccionados en el SIGPAC2016, fueron aquellos que presentaban como uso de suelo “Pastos Arbolados”. Dicho uso representa aquellas superficies cubiertas de árboles dispersos (con una FCC entre el 5% y el 60%), con un estrato herbáceo bien desarrollado, en las que ha sido eliminada gran parte de la superficie con vegetación arbustiva (FEGA 2018), ajustándose por tanto a la definición de dehesa de Pulido y Picardo (2010).

Atendiendo a los criterios de clasificación de las cartografías evaluadas, se determinó aquella que mejor se ajustaba a la definición conceptual del sistema adoptada, entendiendo como tal, aquella que, registrando el mayor número de características

desglosadas en la definición, permitía ser cartografiada de forma pormenorizada. Dicha cartografía se consideró como la “verdad terreno”, es decir, la cartografía de referencia en base a la cual se estimaron las exactitudes del resto de coberturas evaluadas (aquellas que presentaban carencias en la definición de sus clases para la delimitación de la dehesa).

Para calcular la exactitud global, la exactitud del usuario y la exactitud del productor (OA, UA y PA respectivamente por sus siglas en inglés overall accuracy, user’s accuracy y producer’s accuracy), se elaboró una matriz de confusión según lo indicado por Olofsson et al. (2014). La OA indica el grado de ajuste de la clasificación en la distinción de las diferentes clases (en este estudio: dehesa y no-dehesa), relacionado la superficie total correctamente clasificada, con la superficie total de referencia. En cuanto a la UA y la PA, este estudio se centró en los valores correspondientes a la clase “dehesa”. La UA (o error de comisión) relaciona la superficie clasificada correctamente en cada clase respecto a la superficie total clasificada en dicha clase. Una mayor UA indica mayor probabilidad de que el usuario que consulte en la cartografía una clase determinada, encuentre esa misma clase en el terreno. La PA (o error de omisión), relaciona la superficie correctamente clasificada en cada clase, con la superficie de referencia de dicha clase, indicando el porcentaje de aciertos del productor en la clasificación.

4.3.2 Delineación del dosel arbóreo

La FCC se define como la proporción del terreno cubierta por la proyección vertical de las copas de los árboles, sin tener en cuenta los huecos dentro de las copas (Gschwantner et al. 2009). Este parámetro se expresa en porcentaje y se calcula con la siguiente expresión (Bertomeu 2011).

$$FCC(\%) = \frac{\sum S_{ci}}{S_T} \cdot 100$$

Siendo:

- FCC(%): fracción de cabida cubierta expresada en porcentaje.
- S_T : superficie total del área evaluada (m^2) o superficie de referencia.
- S_{c_i} : superficie de copa (m^2)

Para la delineación del dosel arbóreo, se computaron las proyecciones ortogonales de las copas (individuales o agrupadas) incluyendo los huecos dentro del perímetro de copa, mediante una Clasificación Orientada a Objetos u OBIA por sus siglas en inglés (Object Based Image Analysis). La segmentación se realizó mediante el algoritmo “Multiresolution Segmentation” implementado en el software eCognition Developer y en el proceso de segmentación, los parámetros "scale", "shape" y "compactness" fueron 10, 0.1 y 0.5, respectivamente. La segmentación se ejecutó inicialmente en los datos LiDAR y espectrales (orotofotografías IRG) por separado, clasificando los objetos en dos categorías: copa y no-copa, produciendo así dos mapas alternativos del dosel arbóreo. Posteriormente, las clasificaciones basadas en una sola fuente (datos LiDAR o datos espectrales) se combinaron para producir un nuevo mapa del dosel.

El CHM (Canopy Height Model), permitió la delineación de las copas a partir de los datos LiDAR (en adelante, método LiDAR). Este modelo, obtenido con ArcGIS 10.5, se calculó como la diferencia entre el DSM y el DEM (Digital Surface Model y Digital Elevation Model respectivamente) (Du et al. 2019). Para calcular el DSM, se utilizaron únicamente los primeros retornos clasificados como “high vegetation”. El método de interpolación aplicado fue “binning” (Wong et al. 2014; Høgaas y Sveian 2015), y el valor asignado a cada pixel fue el máximo valor entre los puntos incluidos en el pixel. En

aquellos píxeles sin puntos, el valor asignado (valor de “relleno”) fue el valor medio de los píxeles adyacentes al píxel sin dato. En lo que respecta al DEM, se emplearon para su cálculo todos los retornos clasificados como “ground”. El método de interpolación aplicado fue “binning” y el valor asignado a cada píxel fue el valor medio de los puntos incluidos en el píxel, usando el mismo método de rellenado de huecos que el empleado en la obtención del DSM. Dado que los datos LiDAR empleados tienen una densidad de 0.5 puntos m^{-2} y un espaciamiento entre puntos menor o igual a 1.41 m, DSM y DEM fueron calculados con un píxel de 1.5 m de lado, con el fin de que cada píxel del modelo contuviera al menos un punto LiDAR. El CHM se remuestreó posteriormente a una resolución de 0.25 m permitiendo su comparación con el resto de fuentes evaluadas.

Para discriminar entre las clases de copa y no-copa se utilizó un umbral de altura constante de 2 m, es decir, los objetos que tenían un valor de CHM mayor a 2 m se consideraron "copa" (Ma et al. 2017). Este umbral de altura (similar o ligeramente superior a la altura media de ramoneo de las especies ganaderas presentes) fue suficiente para identificar las copas de los árboles, considerando árboles adultos aquellos de altura superior a 2 m, como suele ocurrir en las dehesas de la Península Ibérica, donde los árboles estudiados (mayoritariamente de la especie *Quercus ilex*) superan tradicionalmente el citado umbral de altura (Gea-Izquierdo et al. 2008).

En la aplicación de OBIA sobre las ortofotografías IRG (en adelante, método IRG) se empleó la herramienta “estimation of scale parameter” para la determinación del valor de “scale” óptimo (Drăguț et al. 2010). Sin embargo, los parámetros “shape” y “compactness” se determinaron visualmente, utilizando los valores obtenidos como referencias para el desarrollo del algoritmo de segmentación en cada método evaluado. Los pesos de las bandas en la segmentación se mantuvieron con el valor por defecto en las bandas roja y verde (1), asignando un peso de 2 a la banda NIR (la más relevante en

la detección de vegetación), aumentando así la influencia de esta banda en la detección de objetos (segmentación). Para mejorar la delineación de las copas de los árboles se utilizó el NDVI. Este índice se calculó en eCognition Developer a partir de las ortofotografías IRG orthophotographs con la expresión:

$$\text{NDVI} = (\text{banda NIR} - \text{banda Rojo}) / (\text{banda NIR} + \text{banda Rojo})$$

Los objetos con un NDVI mayor a 0.25 (Durá et al. 2013) y un valor medio en la banda del NIR mayor que 125 se clasificaron como “copa”. Los pixeles u objetos localizados dentro del perímetro de las copas que no fueron identificados en la clasificación como tales, se reclasificaron como copa, corrigiendo de este modo los huecos en el dosel.

En la delimitación de las copas mediante OBIA sobre datos espectrales y estructurales combinados (en adelante, método combinado), los datos de entrada fueron las ortofotografías IRG y el CHM, utilizando en la segmentación y clasificación, los mismos parámetros y umbrales que en los métodos anteriores (scale = 10, shape = 0.1, compactness = 0.5, NDVI >0.25 y CHM >2 m).

Finalmente, los valores de FCC obtenidos a partir de datos estructurales (LiDAR), datos espectrales (ortofotografías IRG) y dichos datos combinados (método combinado) se denominaron FCC_L , FCC_{IRG} and FCC_{L+IRG} respectivamente y se compararon con el valor obtenido de la verdad terreno (FCC_{HD}). La exactitud de los distintos métodos se obtiene de la comparación de sus resultados con el valor de referencia, en este caso, el obtenido de la digitalización manual sobre la ortofotografía IRG. El diagrama de la Figura 7 muestra el proceso de estimación de la exactitud, así como un resumen de las metodologías evaluadas.

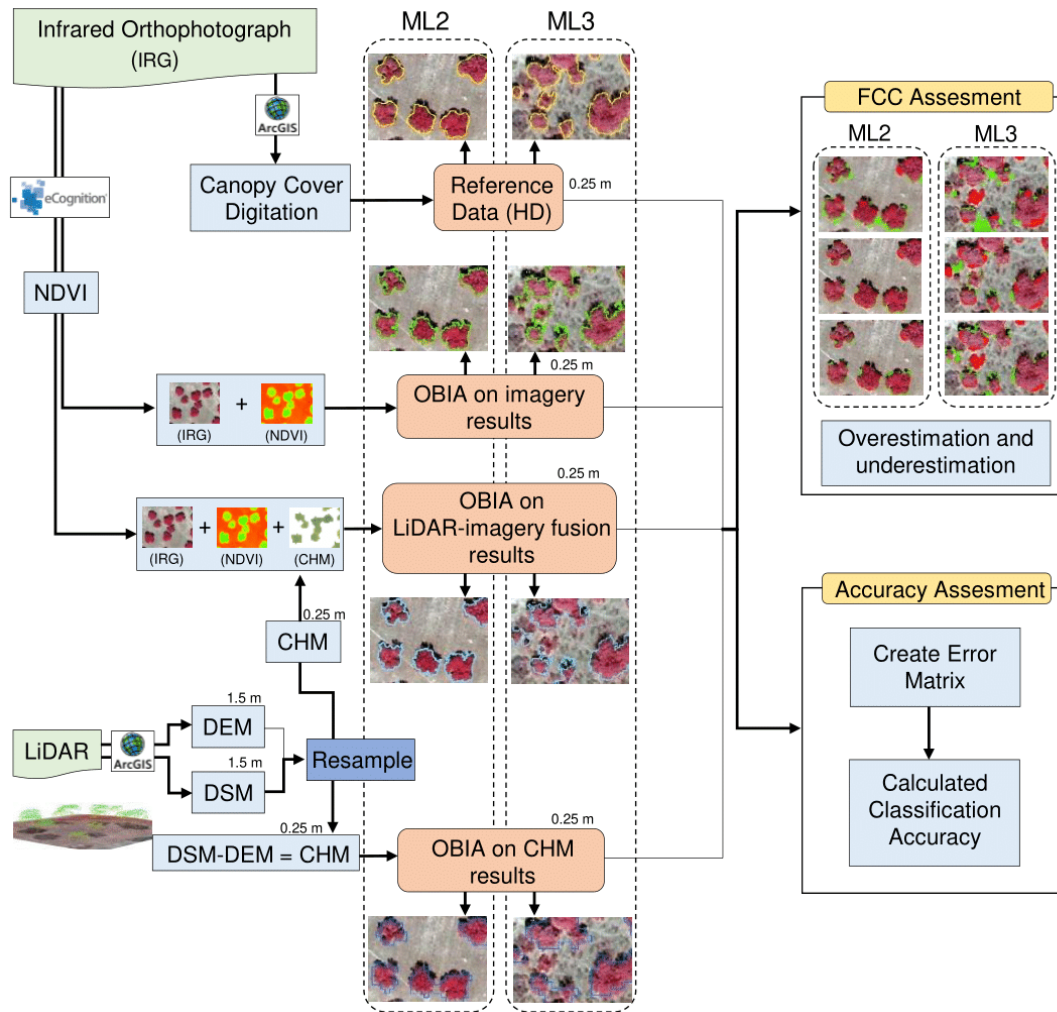


Figura 7. Diagrama de flujo para el cálculo de la exactitud.

Para calcular la OA, UA y PA, se elaboró una matriz de confusión para cada área de estudio contemplada en la consecución del segundo objetivo específico (ML2 y ML3), según lo indicado por Olofsson et al. (2014). La OA indica el grado de ajuste de la clasificación en la distinción de las diferentes clases (en este caso: copa y no-copa). En cuanto a la UA y la PA, este trabajo se centró en los valores correspondientes a la clase “copa”. La UA (también llamada error de comisión) relaciona los píxeles clasificados correctamente en cada clase respecto al total de píxeles de clasificados en dicha clase, indicando, por tanto, el porcentaje de aciertos de la clasificación en una determinada clase. A mayor UA, mayor probabilidad de que el usuario que consulte en la cartografía

una clase determinada, encuentre esa misma clase en el terreno. La PA (error de omisión), relaciona el número de píxeles correctamente clasificados en cada clase, con el número de píxeles de referencia utilizados para dicha clase, indicando, por tanto, el porcentaje de aciertos que el productor obtiene en la clasificación.

Para analizar la dependencia de la exactitud de cada método presentado respecto de la cobertura arbórea general de la masa y de las copas cercanas, se creó una malla de 25 m de lado con ArcGIS 10.5, calculando para cada celda de 625 m² la UA, PA, FCC_{HD} y la proximidad a copa (definida por las distancias media y mínima a las copas de los árboles vecinos). A continuación, los valores de UA y PA se compararon con los de FCC y distancias media y mínima mediante regresiones múltiples (realizadas con el software Statistica) considerando sólo las celdas totalmente incluidas en las áreas de estudio (celdas de 625 m²) que presentaran una FCC de al menos el 5%.

4.3.3 Evaluación del efecto del arbolado en la fenología del pasto

A partir de las series temporales (periodo 2015 – 2020) de imágenes Sentinel 2 de las áreas ML2F y AL2F, se calcularon 15 métricos fenológicos derivados de 3 índices de vegetación. Además, para la determinación de la influencia del arbolado en la fenología, los píxeles de las imágenes Sentinel 2 evaluadas se clasificaron en función de la FCC y distancia al arbolado (Figura 8) siguiendo la metodología expuesta a continuación.

4.3.3.1. Cálculo de índices de vegetación

El cálculo de los índices de vegetación se realizó con QGIS. Para el estudio de la fenología de los pastos y su relación con el arbolado, se han empleado en este estudio tres VI: NDVI, SAVI y PSRI. Dichos índices se obtuvieron con la “Calculadora Ráster” siguiendo las expresiones recogidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Índices de vegetación empleados en el cálculo de los métricos fenológicos.

Acrónimo	Índice de Vegetación	Ecuación	Referencia
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	$NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4)$	(Rouse et al. 1974)
SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index	$SAVI = (1 + L) \cdot (B8 - B4) / (B8 + B4 + L)$ L=0,5	(Huete 1988)
PSRI	Plant Senescence Reflectance Index	$PSRI = (B4 - B2) / B6$	(Merzlyak et al. 1999)

Bi hace referencia a la banda espectral la imagen Sentinel 2

Para el cálculo del PSRI, la banda 6 (de resolución 20 m) fue previamente remuestreada a 10 m (resolución del resto de bandas empleadas, bandas 2, 4 y 8) con la herramienta “r.resample” (algoritmo de vecinos próximos) del plugin de GRASS (Geographic Resources Analysis Support System), obteniendo el índice con una resolución espacial de 10 m.

El valor de los índices de vegetación en cada píxel de las imágenes analizadas, se obtuvo con la herramienta “Estadísticas de zona”. Para la ejecución de la misma, se generaron, con la herramienta “Crear cuadrícula”, dos cuadrículas vectoriales (una para cada área de estudio) con una luz igual al tamaño de píxel de las bandas computas en los índices evaluados, es decir, 10 m, haciendo coincidir, en posición y extensión, las celdas de la cuadrícula con los píxeles de las imágenes Sentinel 2 de las teselas T29TQE y T29SPC.

Creadas las cuadrículas, se introdujo un campo para la identificación de cada celda. Dicho campo numeró de forma automática y consecutiva los registros de la tabla de atributos, siendo los valores coincidentes al valor “id” generado por defecto, pero constantes a lo largo de las operaciones geométricas con las cuadrículas.

4.3.3.2. Cálculo de la métrica fenológica

Para el estudio de la influencia del arbolado en la fenología de los pastos de dehesa, se calcularon 12 métricos fenológicos, a partir de los valores de NDVI y SAVI y 3 métricos a partir del PSRI (Tabla 2).

En la evaluación de los métricos derivados de NDVI y SAVI se adoptó el concepto “año hidrometeorológico” o “año agrícola”, acotado por la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) entre el 1 de septiembre y el 31 de agosto; en cambio, en el análisis de los métricos calculados a partir del PSRI, por ser un índice ligado por definición a la etapa de senescencia, se optó por referir los resultados al año natural.

Para cada anualidad, se rellenaron los huecos entre fechas consecutivas mediante un proceso de interpolación lineal con el paquete “imputeTS” (Moritz y Bartz-Beielstein 2017) del programa estadístico R, versión 3.5.3 (R Core Team 2019). Una vez rellenas las series temporales, se ajustaron a un modelo doble sigmoideal (Zhang et al. 2003). El ajuste de los modelos permite homogeneizar la extracción de los valores fenológicos y minimiza el efecto de la presencia de valores atípicos (“*outliers*”) que introducen ruido en la serie temporal. De esta forma se “fuerza” el ajuste de un modelo estacional en la serie temporal. El cálculo de los métricos fenológicos se llevó a cabo mediante el método de la derivada (Zhang et al. 2003). Este método determina el inicio de la estación de crecimiento como la fecha en la que se produce el máximo aumento en la serie temporal del índice de vegetación considerado. Debido a la peculiaridad del índice PSRI, el cálculo del inicio de la senescencia se obtuvo con el método del 50% amplitud (Zhang et al. 2003). Este índice mantiene valores altos al inicio del año, especialmente en años secos, presumiblemente debido a la presencia de materia seca no descompuesta del año anterior, obteniéndose unos resultados inverosímiles del inicio de la senescencia con el método de la derivada.

Tabla 2. Descripción de los métricos fenológicos calculados.

Índice*	Métrico	Correspondencia del acrónimo	Descripción Latina
NDVI SAVI	LSP		
	SOS	start of growing season	Fecha de inicio de la estación de crecimiento
	EOS	end of growing season	Fecha de fin de la estación de crecimiento
	LOS	length of growing season	Duración de la estación de crecimiento
	POP	position of peak value (maximum)	Fecha en la que se alcanza el valor máximo anual
	POT	position of trough value (minimum)	Fecha en la que se alcanza el valor mínimo anual
	MGS	mean growing season value	Valor medio durante la estación de crecimiento
	Peak	peak value	Valor máximo
	Trough	trough value	Valor mínimo
	MSP	mean spring value	Valor medio durante la primavera
PSRI	MAU	mean autumn value	Valor medio durante el otoño
	RSP	rate of spring greenup	Tasa de reverdecimiento en primavera
	RAU	rate of autumn senescence	Tasa de senescencia en otoño
	SOSC	start of senescence	Fecha en la que se inicia la senescencia
	POPS	position of peak value (maximum)	Fecha en la que se alcanza el valor máximo anual del PSRI
	PeakS	peak value of senescence	Valor máximo de PSRI

* Índice de Vegetación a partir del que se calcula el Métrico LSP. Los métricos que se recogen en la tabla fueron diseñados para su aplicación internacional y su traducción literal no corresponde a lo que sucede realmente en Extremadura, de este modo, la tasa de senescencia en otoño (RAU) en Extremadura se da en verano y la Tasa de reverdecimiento en primavera (RSP) se da en otoño.

4.3.3.3. Delineación de las copas

Siendo las dos áreas de estudio dehesas sin matorral, se optó por delimitar las copas con una clasificación orientada a objetos sobre las ortofotografías IRG empleadas. La segmentación se realizó mediante el algoritmo “Multiresolution Segmentation” implementado en el software eCognition Developer y los parámetros utilizados fueron los descritos en el epígrafe “Delineación del dosel arbóreo”.

Al disponer en las áreas ML2F y AL2F de ortofotografías IRG registradas en los años 2016 y 2019, el proceso de delineación de las copas se realizó sobre las imágenes de ambas fechas, presentando el dosel ligeras variaciones entre lecturas, atribuibles a la desaparición puntual de pies (por seca o corta), variaciones en el sotobosque (que pueden

revertir en ligeras sobre o infraestimaciones del área de copa) y el crecimiento natural acumulado entre 2016 y 2019.

4.3.3.4. Cálculo de la distancia al arbolado

La distancia del píxel al árbol más cercano, en adelante “distancia mínima”, se calculó como la distancia mínima del límite del píxel al perímetro de copa de dicho árbol, empleando el complemento NNJoin de QGIS.

Para la ejecución de dicho complemento se emplearon las cuadrículas de luz 10 m (descritas anteriormente), cuyas celdas coincidían en posición y extensión con los píxeles de las imágenes Sentinel 2 evaluadas. Dado que durante el periodo analizado (julio de 2015 - diciembre de 2020) existen dos imágenes IRG del PNOA disponibles, se calcularon 3 valores distintos de distancia mínima, empleando los perímetros de las copas obtenidos de las ortofotografías IRG del 2016 y 2019 y el perímetro resultante de la superposición de las copas de ambas fechas, es decir, de la unión de las copas de 2016 y 2019, en adelante “copas sintéticas”. Esta superposición se obtuvo con la herramienta “Unir capas vectoriales” de QGIS.

Calculadas la distancia mínima al arbolado de cada píxel, se recortaron las cuadrículas con los límites de sus respectivas áreas de estudio, se generó un campo en el que se calculó la superficie de cada registro y se seleccionaron aquellas celdas con una superficie igual a 100 m², es decir, aquellas que se corresponden con píxeles de las escenas de Sentinel 2 incluidos completamente en las áreas de estudio.

4.3.3.5. Determinación de la FCC por píxeles

Dado que el tercer objetivo específico de esta tesis es evaluar el efecto del arbolado en la fenología del pasto, sólo se contemplaron los píxeles considerados como pasto “puro”, es decir, aquellos en lo que el único estrato de vegetación presente es el

pasto, considerando como tales, aquellos píxeles incluidos en las áreas de estudio (áreas de dehesa sin láminas de agua ni edificaciones de cualquier naturaleza), con FCC nula a lo largo del periodo analizado.

Al igual que el cálculo de la distancia mínima, la determinación de la FCC también se llevó a cabo con el software libre QGIS, empleando las cuadrículas de 10 m de luz descritas anteriormente. Dado que la FCC se calculó para cada celda, la superficie de referencia fue la superficie de la misma (la cual representa el píxel de la imagen Sentinel 2) y para su determinación se consideraron las copas delineadas con eCognition sobre las ortofotografías IRG de 2016 y 2019, obteniendo por tanto dos valores de FCC para cada celda de 100 m², FCC16₁₀ y FCC19₁₀ respectivamente.

Para la determinación de la superficie de copa de cada celda, se realizó la intersección entre las copas y las cuadrículas con la herramienta “Intersección”. Seguidamente, en la intersección resultante se generó un nuevo campo en el que se calculó el área de cada registro, obteniendo el área total de copa de cada píxel con el complemento de QGIS “GroupStats”.

4.3.3.6. Clasificación de los píxeles por hábitat

Según la distancia mínima, los píxeles de pasto se clasificaron en tres categorías: pastos abiertos, pastos cerca de arbolado y pastos muy cerca de arbolado, denominándolos como PAB, PCE y PMC, respectivamente.

Sin embargo, tanto la FCC como la distancia mínima (distancia al perímetro de copas más cercano) son valores que pueden variar a lo largo del periodo analizado. Dado que se dispone de dos ortofotografías IRG en dicho periodo (años 2016 y 2019) a partir de las cuales se delinearon las copas, los criterios seguidos en la distinción de las tres categorías fueron los siguientes:

- Se consideraron como píxeles de pasto, aquellos cuya FCC fuera igual a 0 en todo el periodo, es decir $FCC_{16_{10}}$ y $FCC_{19_{10}}$ nulas.
- Teniendo en cuenta que la precisión planimétrica de las ortofotografías IRG es menor o igual a 0.5 m y que los pies de las áreas de estudio no se podan, se consideró que aquellos píxeles en los que la distancia mínima variara en más de 1 m de 2016 a 2019, se debía bien a que las copas habían desaparecido (por corta o seca) o a un error de delineación en una de las imágenes, provocado normalmente por variaciones en el sotobosque que producen sobre o infraestimaciones de las áreas de copa; en cualquier caso, no podía verificarse su inclusión en una única categoría a lo largo del periodo analizado. Por tanto, se consideraron únicamente los píxeles cuya diferencia absoluta entre las distancias mínimas de los años 2016 y 2019 fuera inferior a 1 m.
- Los píxeles seleccionados (aquellos que cumplían las dos condiciones anteriores), se clasificaron en función de la distancia mínima. Como se ha dicho, se dispone de dos perímetros de copas (años 2016 y 2019), por lo que se optó por considerar la distancia mínima a las copas sintéticas (unión de las copas de 2016 y 2019). Esto se hizo con el fin de clasificar los píxeles en la categoría más limitante, es decir, una celda se considera “cerca de arbolado” o “muy cerca de arbolado” siempre que lo esté en algún momento de la serie temporal analizada. No obstante, mediante el cumplimiento del criterio anterior, se restringe la diferencia a un máximo de 1 m.

De este modo, se clasificaron como PAB aquellos píxeles que se encontraban a más de 10 m de la copa más próxima, como PCE aquellos que se encontraban a una distancia entre 5 y 10 m y como PMC aquellos ubicados a menos de 5 m.

En cuanto a los píxeles de PSRI analizados, si bien la banda 6 fue remuestreada a 10 m para el cálculo de dicho índice, es necesario señalar que la banda es el resultado de la respuesta espectral de todas las coberturas presentes en la extensión de cada píxel de

20 m, por lo que determinados píxeles de 10 m, clasificados como píxeles de pasto según los criterios expuestos anteriormente, revertían un PSRI adulterado por la contaminación de la señal en la banda 6 por la presencia de copas (Figura 8).

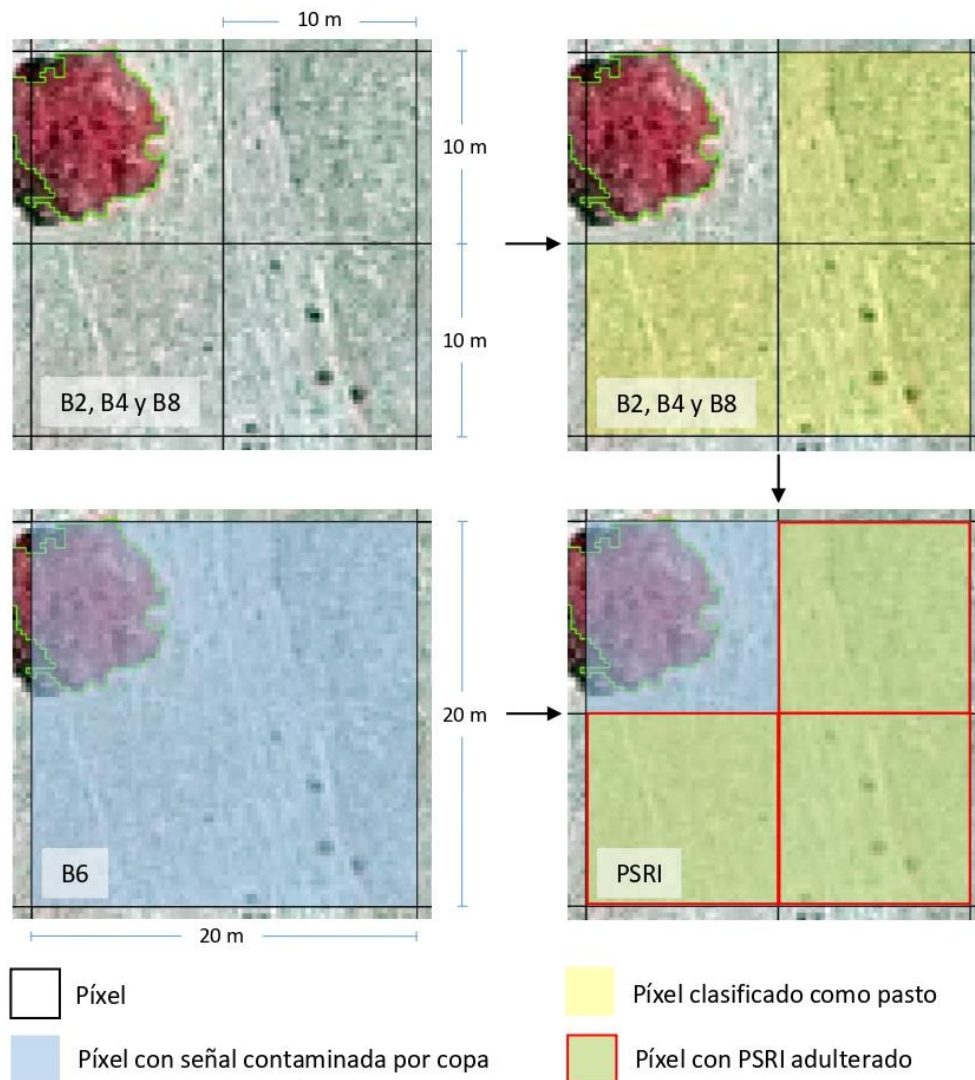


Figura 8. Ejemplo de píxel de 10x10 m con PSRI adulterado por la contaminación de la señal en la banda 6. *Bi* hace referencia a la banda espectral de la imagen Sentinel 2.

Para eliminar del análisis del PSRI dichos píxeles adulterados, se generaron en las áreas ML2F y AL2F cuadrículas de 20 m de luz (Figura 9), en las que cada celda coincidía, en extensión y posición, con los píxeles de la banda 6, y se calcularon los valores FCC de los años 2016 y 2019 (FCC16₂₀ y FCC19₂₀ respectivamente), considerando en el análisis únicamente los píxeles de 10 m que presentaban FCC16₂₀ y FCC19₂₀ nulas.

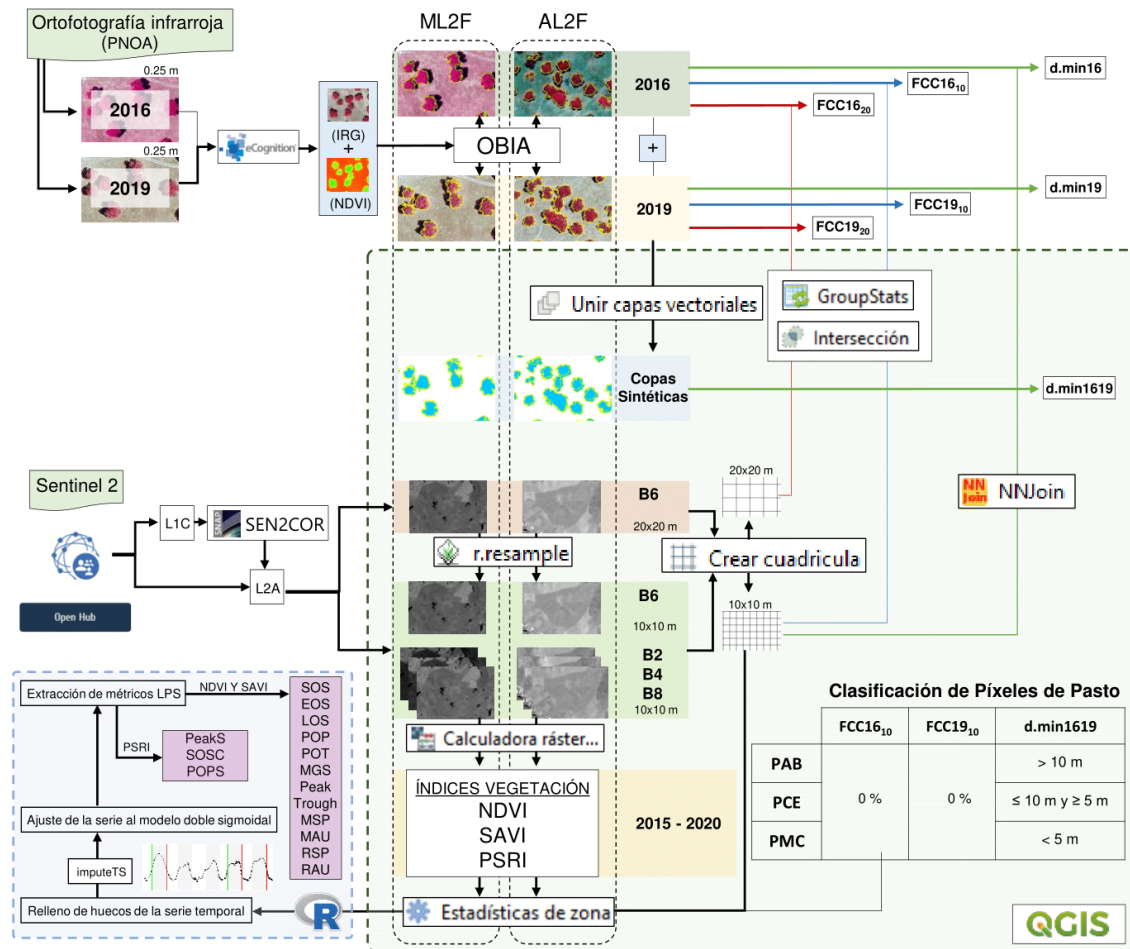


Figura 9. Diagrama resumen de la metodología aplicada para la obtención y análisis de los métricos fenológicos.

4.3.3.7. Análisis Estadístico de los Datos

Debido a la alta correlación espacial y temporal de los métricos fenológicos, se comparó el efecto del arbolado mediante técnicas no paramétricas. Para ello, se obtuvo el valor medio de cada métrico en cada tipo de hábitat y su intervalo de confianza (95%) mediante la técnica de Bootstrap (Efron y Tibshirani 1986). Esta técnica de remuestreo permite obtener una medida del error asociado a un estadístico sin necesidad de asumir ningún tipo de distribución de los datos. Se consideró que había diferencias significativas entre hábitats si sus intervalos de confianza no se solapaban. Estos análisis se realizaron con el paquete “rcompanion” (Mangiafico 2020) del programa estadístico R, versión 3.5.3 (R Core Team 2019).

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

CAPÍTULO 5. RESULTADOS

5.1 Superficie de dehesa en Extremadura

La superficie de dehesa en Extremadura, obtenida de las coberturas vectoriales evaluadas, se recoge en la Tabla 3 y se representa en la Figura 10.

Tabla 3. Área de dehesa en las cartografías evaluadas.

Cartografía Vectorial	Superficie de dehesa en Extremadura (ha)
CLC2012	1123347
SIOSE2011	1412560
MFE50	950866
SIGPAC2016	1115712

Como se explicó anteriormente, la entidad básica con geometría del SIOSE es el polígono. En el caso de los polígonos de cobertura compuesta, la base de datos recoge el porcentaje que, respecto a la extensión total del polígono, representan cada una de las coberturas que la componen (simples o compuestas a su vez). En la versión del SIOSE evaluada (SIOSE2011), se detectaron 403 polígonos con cobertura compuesta, que incluían entre las coberturas que la formaban la compuesta predefinida “dehesa”, sumando un total de 40386.90 ha que no pudieron ser cartografiadas, debido a que en el SIOSE solo es posible cartografiar las dehesas que ocupan la totalidad del polígono (Figura 11).

El MFE50 y el SIGPAC2016 fueron las cartografías que mejor se ajustaron a la definición de dehesa proporcionada por Pulido y Picardo (2010), sin embargo, únicamente el MFE50 permitió la distinción de las especies dominantes de la masa, adaptándose así a la realidad paisajística de las dehesas de Extremadura (dominadas en su mayoría por encinas y alcornoques), observando un 93.18% de la dehesa dominada por encina frente al 6.82% dominada por alcornoque. Por tanto, se decidió considerar el

MFE50 como la cartografía de referencia, en base a la cual calcular las exactitudes del resto de cartografías evaluadas (Tabla 4).

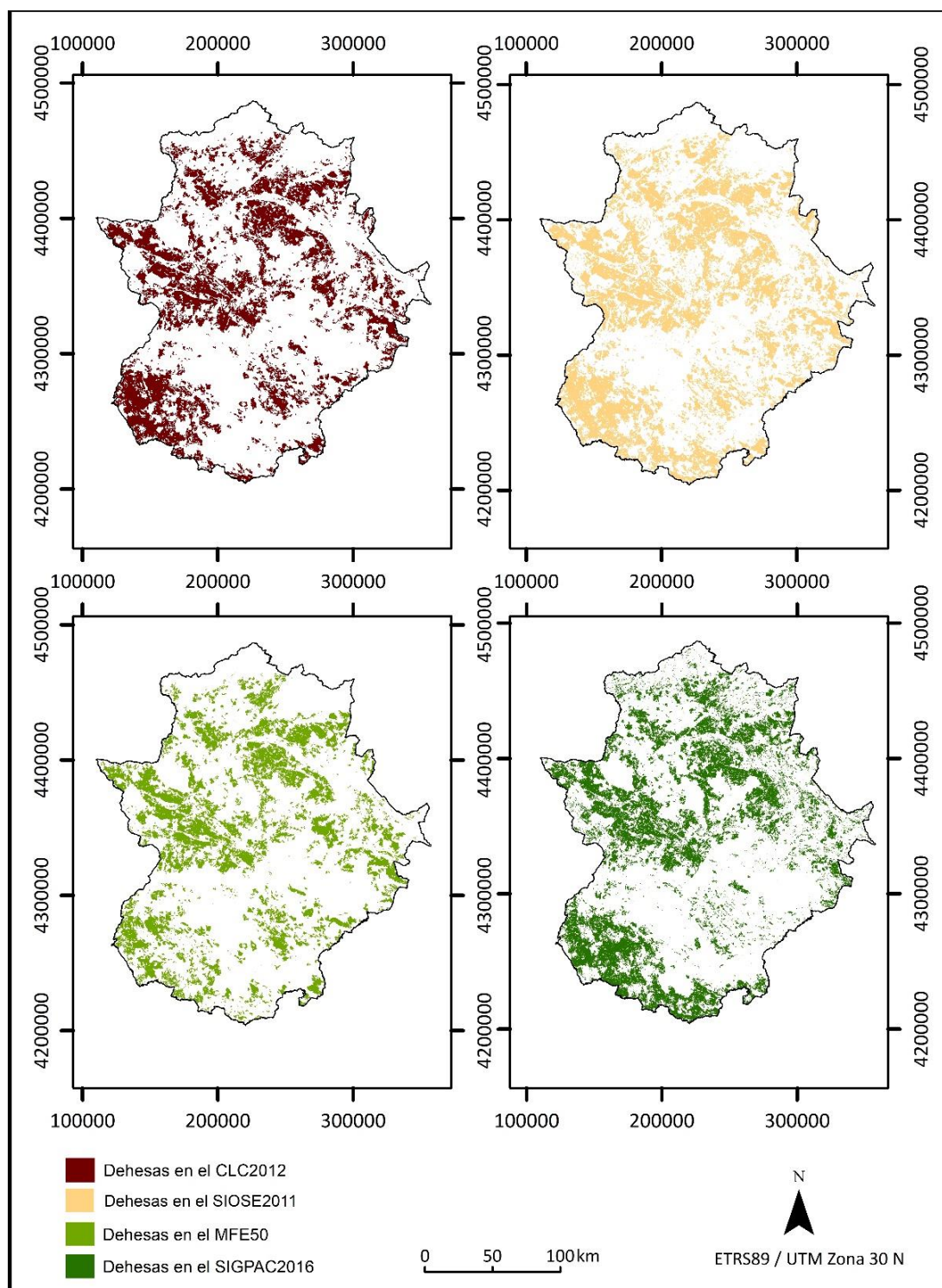


Figura 10. Superficie de dehesa en Extremadura obtenida con las cartografías vectoriales evaluadas.

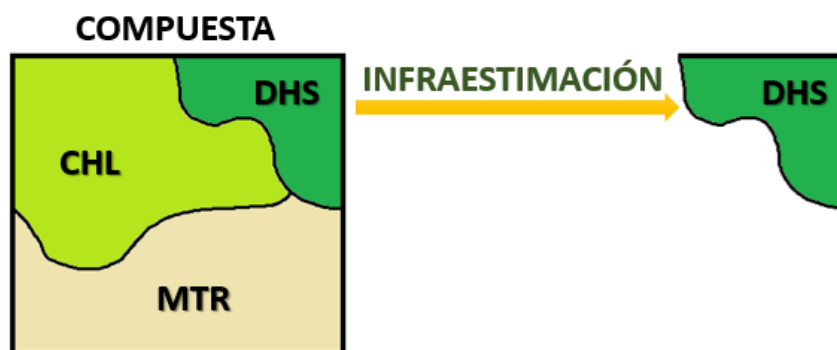


Figura 11. Esquema de la infraestimación de la superficie de dehesa (DHS) incluida en un polígono SIOSE con cobertura compuesta.

Tabla 4. Resumen de las exactitudes obtenidas en la delimitación de la dehesa en Extremadura con las cartografías CLC2012, SIOSE2011 y SIGPAC2016 considerando el MFE50 como la cartografía de referencia.

Cartografía Vectorial	Clasificación	MFE50 (Cartografía de referencia)		
		Dehesa	No-Dehesa	UA (%)
CLC2012	Dehesa	801221	322126	71.32
	No-Dehesa	149645	2890383	95.08
	PA (%)	84.26	89.97	88.67
SIOSE2011	Dehesa	834418	578142	59.07
	No-Dehesa	116448	2634366	95.77
	PA (%)	87.75	82.00	83.32
SIGPAC2016	Dehesa	638820	476893	57.26
	No-Dehesa	312046	2735616	89.76
	PA (%)	67.18	85.16	81.05

Los resultados se presentan separadamente para las clases dehesa y no-dehesa (todo uso del suelo distinto a la dehesa). Los valores en cursiva indican la OA.

Estas exactitudes permiten analizar el grado de concordancia geoespacial de las superficies clasificadas como dehesas por las distintas cartografías. De este modo, se observa que, respecto al MFE50, el CLC2012, el SIOSE2011 y el SIGPAC2016 producen sobreestimaciones de la superficie de dehesa del 18.14, 48.56 y 17.34% respectivamente.

Si bien el SIOSE2011 es el que más se aleja del valor de referencia, la exactitud del productor (PA) es la mayor de entre las tres cartografías comparadas con el MFE50 (87.75%); todo lo contrario ocurre con el SIGPAC2016, el cual, aunque presenta el valor de superficie total de dehesa en Extremadura más cercano al obtenido con el MFE50, es

el que obtiene la menor PA (67.18), presentando ambas cartografías valores similares de UA (59.07% el SIOSE2011 y 57.26% el SIGPAC2016).

El CLC2012 presenta el mayor grado de concordancia respecto al MFE50, obteniendo exactitudes del usuario y productor del 71.32 y 84.26% respectivamente y una OA del 88.67%.

5.2 Delineación del arbolado en dehesas de distinta complejidad estructural

El método LiDAR, sobreestimó la FCC, especialmente en el área ML3 (hasta un 15.9% mientras que en ML2 la sobreestimación fue del 8.2%; Tabla 5). Con el método IRG los resultados mejoraron, aunque la FCC se subestimó en ML2 y se sobreestimó en ML3 (-7 % y 4%, respectivamente). En el método combinado, los resultados se mantuvieron similares al método IRG en el área ML2 (sobreestimación del 2.6%, y cambiaron a una subestimación de la FCC en el ML3 (-1.2%).

Tabla 5. Factores de sobre/infraestimación de FCC de los métodos evaluados respecto al valor de referencia (FCCHD).

Factor de sobre/infraestimación		
Método	Área	
	ML2	ML3
LiDAR	1.08	1.16
IRG	0.93	1.04
Combinado	0.99	1.03

Como era de esperar, las exactitudes fueron siempre mayores en el área de estudio ML2, aquella con menor complejidad estructural (solo dos estratos de vegetación). En ML2, la OA mejoró ligeramente con el empleo de las imágenes IRG respecto a los datos LiDAR, sin embargo, el método combinado no supuso un mejor rendimiento respecto a al método IRG. La OA en el área ML3 fue ligeramente inferior, pero en este caso, el método combinado si reportó mejores resultados que el resto de métodos, obteniendo una OA del 95.1% (Tabla 6).

En lo que respecta a la exactitud en la delimitación del dosel arbóreo, en ML2 la PA mejoró ligeramente con las imágenes IRG (87.4%) respecto al método LiDAR (86.3%), mostrando el mejor resultado con el método combinado (90.3%). Las diferencias entre métodos fueron más relevantes en la UA, siendo pobre con el método LiDAR (79.8%) y mejorando notablemente con las imágenes IRG (94.0%), método que obtuvo mejores resultados que el combinado. En ML3 (el área de estudio de mayor complejidad estructural, con tres estratos de vegetación íntimamente mezclados) se obtuvieron exactitudes menores. Mientras que la PA apenas alcanzó el 80% con ninguno de los métodos, la UA mejoró notablemente del método LiDAR al método IRG y aún más con el método combinado (68.4%, 76.5% y 82.6%, respectivamente).

Tabla 6. Resumen de las exactitudes obtenidas en la delimitación de las copas con los tres métodos (LiDAR, IRG y combinado) en las áreas de estudio ML2 y ML3.

Método	Clasificación	Verdad Terreno					
		ML2			ML3		
		Copa (ha)	No-Copa (ha)	UA (%)	Copa (ha)	No-Copa (ha)	UA (%)
LiDAR	Copa	25.27	6.39	79.8	5.21	2.41	68.4
	No-Copa	4.00	126.46	96.9	1.36	35.02	96.3
	PA (%)	86.3	95.2	93.6	79.3	93.6	91.4
IRG	Copa	25.59	1.62	94.0	5.23	1.61	76.5
	No-Copa	3.67	131.23	97.3	1.34	35.82	96.4
	PA (%)	87.4	98.8	96.7	79.6	95.7	93.3
Combinado	Copa	26.43	2.48	91.4	5.57	1.17	82.6
	No-Copa	2.83	130.37	97.9	1.00	36.25	97.3
	PA (%)	90.3	98.1	96.7	84.7	96.9	95.1

Los resultados se presentan separadamente para las clases copa y no-copa (que comprende el suelo desnudo, pasto y matorral). UA indica la probabilidad de que el elemento cartografiado coincida con la clase de los datos de referencia (es decir, una medida del error de comisión). PA indica la probabilidad de que una muestra de referencia esté correctamente clasificada (es decir, una medida del error de omisión). Los valores en cursiva indican la OA.

La simple inspección visual de la sobre e infraestimación en la delineación de las copas de los árboles, reveló un error en el método LiDAR a la hora de delinear las copas próximas. Este método fusionaba en un solo objeto las copas separadas por una distancia inferior a 1.5 m (resolución de generación del CHM, Figura 12).

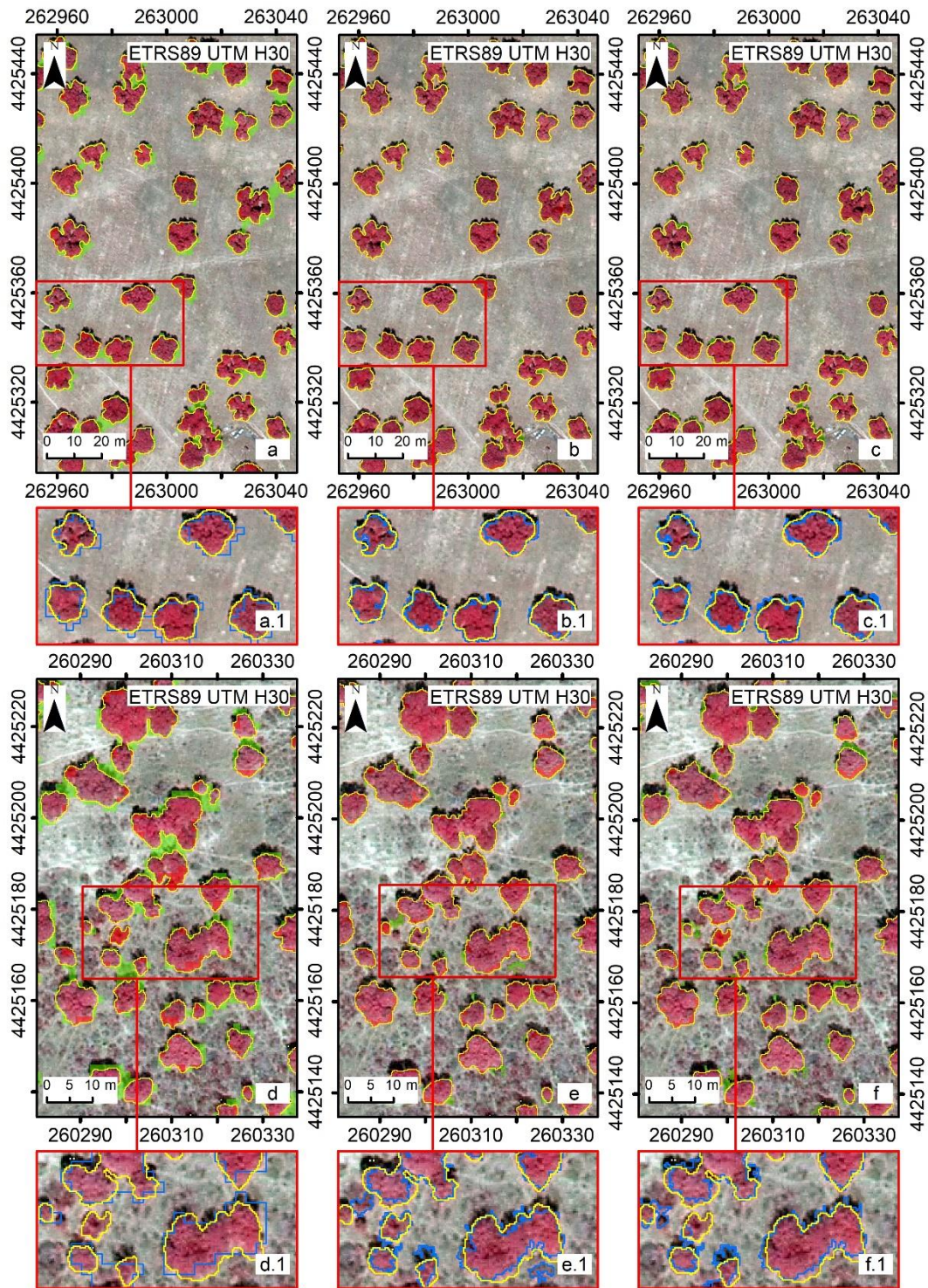


Figura 12. Ejemplos de sobre e infraestimación (áreas verde y roja respectivamente) respecto a la verdad terreno CC_{HD} (representada con una línea amarilla), de la cubierta arbórea cartografiada (CC) obtenida con las distintas metodologías (representadas con línea azul): (a - c) CC_L , CC_{IRG} y CC_{L+IRG} en ML2; (d - f) CC_L , CC_{IRG} y CC_{L+IRG} en ML3. Siendo L, IRG y L+IRG los métodos LiDAR, IRG y combinado respectivamente.

El análisis de regresión múltiple mostró que, tanto la UA como la PA mejoraban significativamente al aumentar la FCC del área de estudio, independientemente del método y del área. Por el contrario, de acuerdo con la inspección visual, la reducción de la distancia entre los árboles empeoró la UA y la PA en el área ML2 (Figura 13), pero no en ML3. La influencia del distanciamiento entre pies fue mayor en el método LiDAR, pero también fue significativa para la UA en los métodos IRG y combinado. No obstante, todos los métodos en conjunto sólo representaron entre el 3.7% (con el método IRG en ML2) y el 10.8% (con el método IRG en ML3) de la variabilidad de la UA, y entre el 2.9% (método IRG en ML3) y el 8.6% (método LiDAR en ML3) de la variabilidad de la PA (Tabla 7), lo que indica que la UA y la PA se vieron ligeramente afectadas por la distancia entre los árboles. Es necesario puntualizar que esto se evaluó en áreas con una FCC máxima del 55%. Aunque la PA apenas se vio afectada por la distancia entre las copas de los árboles más cercanos (se redujo del 87.3% para distancias > 5 m al 86,3% para distancias < 1 m), los efectos sobre la UA fueron más relevantes. La UA descendió del 82.5%, 94.0% y 92.1% con distancias > 5 m al 76.0%, 90.3% y 88.1% con distancias < 1 m para los métodos LiDAR, IRG y combinado respectivamente.

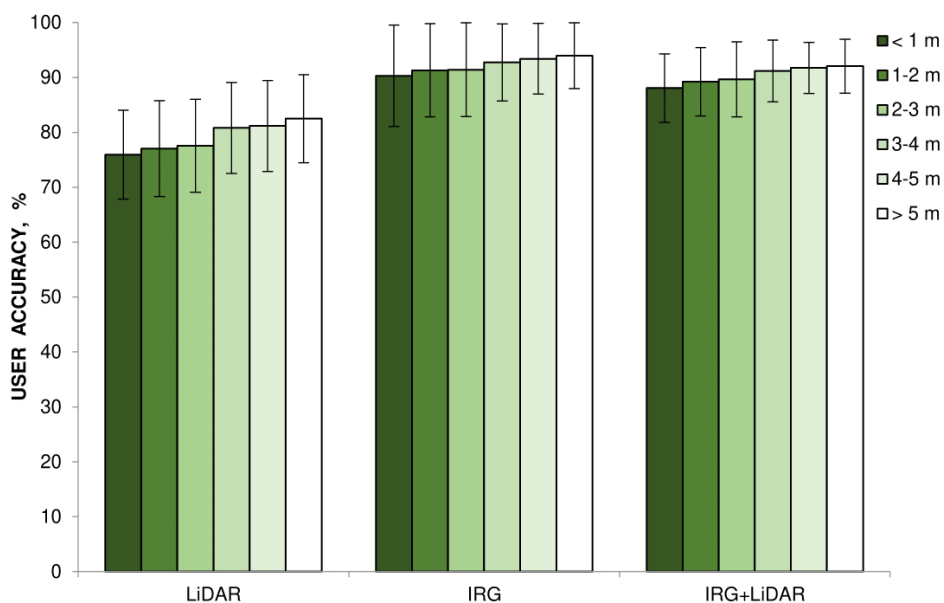


Figura 13. Variación de la Exactitud del Usuario (expresada en % en el eje Y) con la distancia a la copa más próxima.

Tabla 7. Resultados de la regresión múltiple para la evaluación de la influencia de la fracción de cabida cubierta (FCC) y las distancias media (Mean_D) y mínima (Min_D) entre árboles vecinos, sobre las exactitudes del usuario y del productor en la delimitación de las copas con los métodos evaluados (LiDAR, IRG y combinado (IRG+LiDAR) en dehesas sin matorral (ML2) y con matorral (ML3).

Área	Método	Factor	UA			PA			
			Beta	p-level	Adj-R ²	Beta	p-level	Adj-R ²	p-level
ML2	LiDAR	FCC	0.180 ± 0.022	< 0.001		0.283 ± 0.022	< 0.001		
		Mean_D	0.162 ± 0.048	0.001	0.068	-0.075 ± 0.048	0.118	0.075	< 0.001
		Min_D	0.116 ± 0.047	0.013		0.149 ± 0.047	0.001		
	IRG	FCC	0.176 ± 0.022	< 0.001		0.233 ± 0.022	< 0.001		
		Mean_D	-0.017 ± 0.049	0.734	0.037	0.016 ± 0.049	0.739	0.047	< 0.001
		Min_D	0.175 ± 0.048	< 0.001		0.084 ± 0.048	0.078		
	IRG+	FCC	0.122 ± 0.021	< 0.001		0.203 ± 0.021	< 0.001		
		Mean_D	-0.020 ± 0.059	0.731	0.037	-0.033 ± 0.059	0.571	0.042	< 0.001
		Min_D	0.190 ± 0.059	0.001		0.106 ± 0.059	0.071		
ML3	LiDAR	FCC	0.29 ± 0.0566	< 0.001		0.302 ± 0.056	< 0.001		
		Mean_D	0.168 ± 0.100	0.093	0.056	-0.092 ± 0.098	0.353	0.086	< 0.001
		Min_D	0.011 ± 0.094	0.904		0.127 ± 0.093	0.172		
	IRG	FCC	0.354 ± 0.055	< 0.001		0.199 ± 0.057	0.001		
		Mean_D	0.000 ± 0.097	0.999	0.108	0.004 ± 0.101	0.965	0.029	0.002
		Min_D	0.040 ± 0.092	0.664		0.019 ± 0.096	0.846		
	IRG+	FCC	0.342 ± 0.056	< 0.001		0.169 ± 0.057	0.003		
		Mean_D	0.143 ± 0.099	0.149	0.081	-0.145 ± 0.100	0.148	0.050	< 0.001
		Min_D	0.050 ± 0.093	0.594		0.053 ± 0.095	0.574		

5.3 Análisis de la fenología de los pastos de dehesa

En las áreas de estudio ML2F y AL2F se analizaron, respectivamente, un total de 10256 y 10819 píxeles de pasto, representado los píxeles PAB, PCE y PMC el 68.74, 20.27 y 10.99% en el área de Majadas de Tiétar y el 27.02, 23.12 y 49.67% en el área de La Albuera respectivamente (Figura 14; Tabla 8).

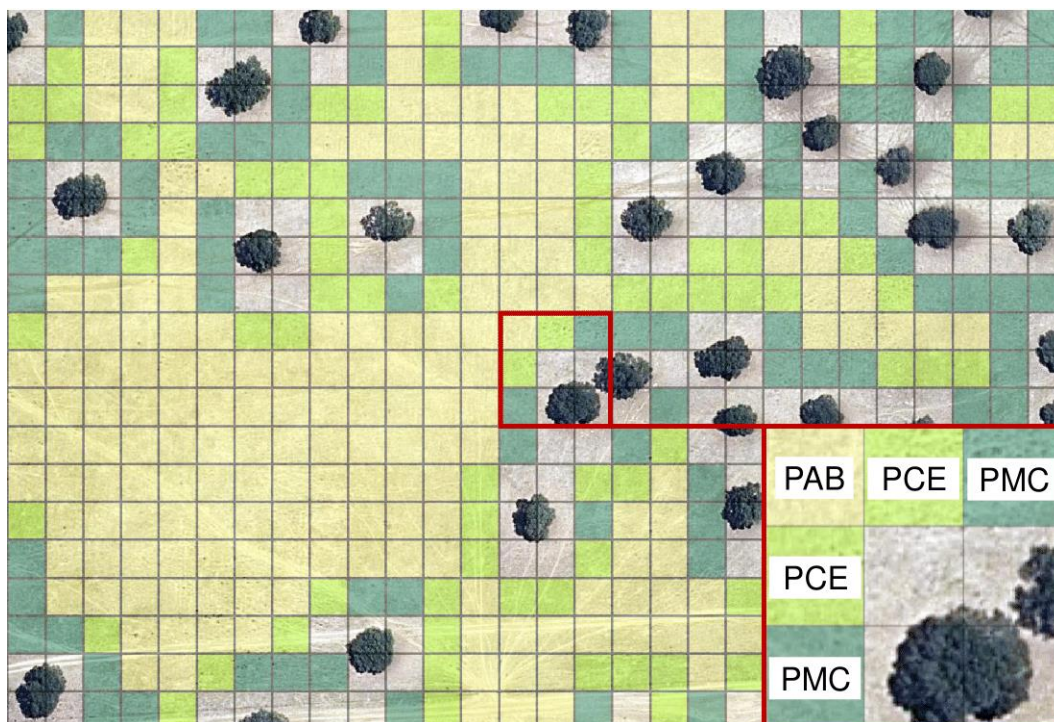


Figura 14. Ejemplo (sobre ortofotografía del PNOA de 2019) de píxeles de pasto de 10 x 10 m de las imágenes Sentinel 2 del área AL2F, clasificados en función de la distancia mínima (distancia a la copa más próxima). Los píxeles no coloreados son aquellos que incluyen copas en su extensión en el periodo analizado (2015 – 2020) y, por tanto, no fueron considerados píxeles de pasto.

Tras la corrección aplicada por la presencia de píxeles con el índice PSRI afectado por contaminación de la señal de la banda 6 (desarrollada en el epígrafe 4.3.3.6.), se analizaron un total de 2730 píxeles de pasto en el área ML2F y 5119 en el área AL2F (Tabla 8), lo que supone, respectivamente, el 26.62 y 47.31% del total analizado sin esta corrección, representando los píxeles PAB el 39.12 y 55.25% respectivamente.

Tabla 8. Píxeles de pasto de 10 x 10 m analizados en las áreas de estudio.

Píxeles	NDVI y SAVI		PSRI	
	ML2F	AL2F	ML2F	AL2F
PAB	7050	2923	1068	2828
PCE	2079	2501	754	1099
PMC	1127	5395	908	1192
Total	10256	10819	2730	5119

A partir de las series temporales (ajustadas al modelo doble sigmooidal) de los valores de NDVI y SAVI (Figuras 15 y 16), se han podido definir de forma eficiente los diferentes métricos LSP. Se observa que la duración de la estación de crecimiento presenta menores variaciones interanuales en el caso de los pastos muy cerca de arbolado (PMC).

Los métricos obtenidos de las series temporales ajustadas de los índices NDVI, SAVI y PSRI en los píxeles de pasto clasificados en función de su distancia a la copa más próxima (PAB, PCE y PMC), así como los intervalos de confianza de los mismos se recogen en las Tablas 9 – 14.

Si se observa las diferencias que presentan los métricos calculados en función del índice de vegetación del que derivan, NDVI y SAVI muestran resultados muy similares. Con ambos índices, SOS (inicio de la estación de crecimiento) es el único métrico que presenta diferencias significativas entre las tres categorías de píxeles de pasto la mayoría de los años. Con NDVI las diferencias fueron significativas los 5 años analizados en el área ML2F y 4 años en el área AL2F. Similares resultados, pero a la inversa, se encontraron con SAVI, con diferencias significativas 4 años en ML2F y los 5 años en AL2F. Del mismo modo, POP (pico de producción) muestra diferencias significativas en 4 de los 5 años analizados, pero sólo en el área de la ML2F, no resultando tan distintivo en el área AL2F, donde las diferencias significativas entre las tres categorías de píxeles de pasto solo se dan en 2 o 3 de los 5 años analizados, según el POP se haya calculado a partir del NDVI o SAVI, respectivamente.

Los métricos EOS (fin de la estación de crecimiento) y MSP (valor medio durante la primavera) destacan en el sentido opuesto. De este modo, EOS presenta diferencias significativas entre las tres categorías de píxeles de pasto en uno de los 5 años analizados cuando el índice se obtiene a partir del NDVI y en un máximo de 2 años si se obtiene a partir del SAVI. El métrico MSP derivado del NDVI sólo presentó diferencias significativas cuando se obtuvo a partir de SAVI dándose únicamente en uno de los 5 años analizados.

La RSP (tasa de reverdecimiento que, en el caso de Extremadura, se da durante el otoño) muestra diferencias significativas entre las categorías PAB, PCE y PMC únicamente en el área AL2F. Además, cabe destacar que la presencia de dichas diferencias varía en función del índice a partir del cual se extrae la RSP (con NDVI las diferencias se dan todos los años y con SAVI solo el año hidrometeorológico 2019). No ocurre lo mismo con la RAU (tasa de senescencia que, en el caso de Extremadura, se da durante el verano), en la que no se aprecia una concentración de la frecuencia de diferencias significativas ni en función del índice de vegetación del que deriva ni del área en la que se calcula.

Los métricos LOS (duración de la estación de crecimiento), Trough (valor mínimo) y POT (fecha en la que se alcanza el valor mínimo), presentan diferencias significativas todos los años analizados, pero exclusivamente en el caso de los derivados de SAVI y solo en una de las áreas (los dos primeros en el área AL2F y POT en ML2F). Respecto a los métricos MGS (valor medio durante la estación de crecimiento) y Peak (valor máximo) no resulta destacable la presencia o ausencia de diferencias significativas en función del índice de vegetación o el área de estudio (presentándose generalmente entre 2 y 3 de los 5 años evaluados) y en cuanto al parámetro MAU (que en el caso de Extremadura corresponde al valor medio durante el verano), presenta mayor frecuencia

de diferencias significativas en el área ML2F, independientemente del índice del que se extraiga (4 de los 5 años con NDVI y 3 con SAVI).

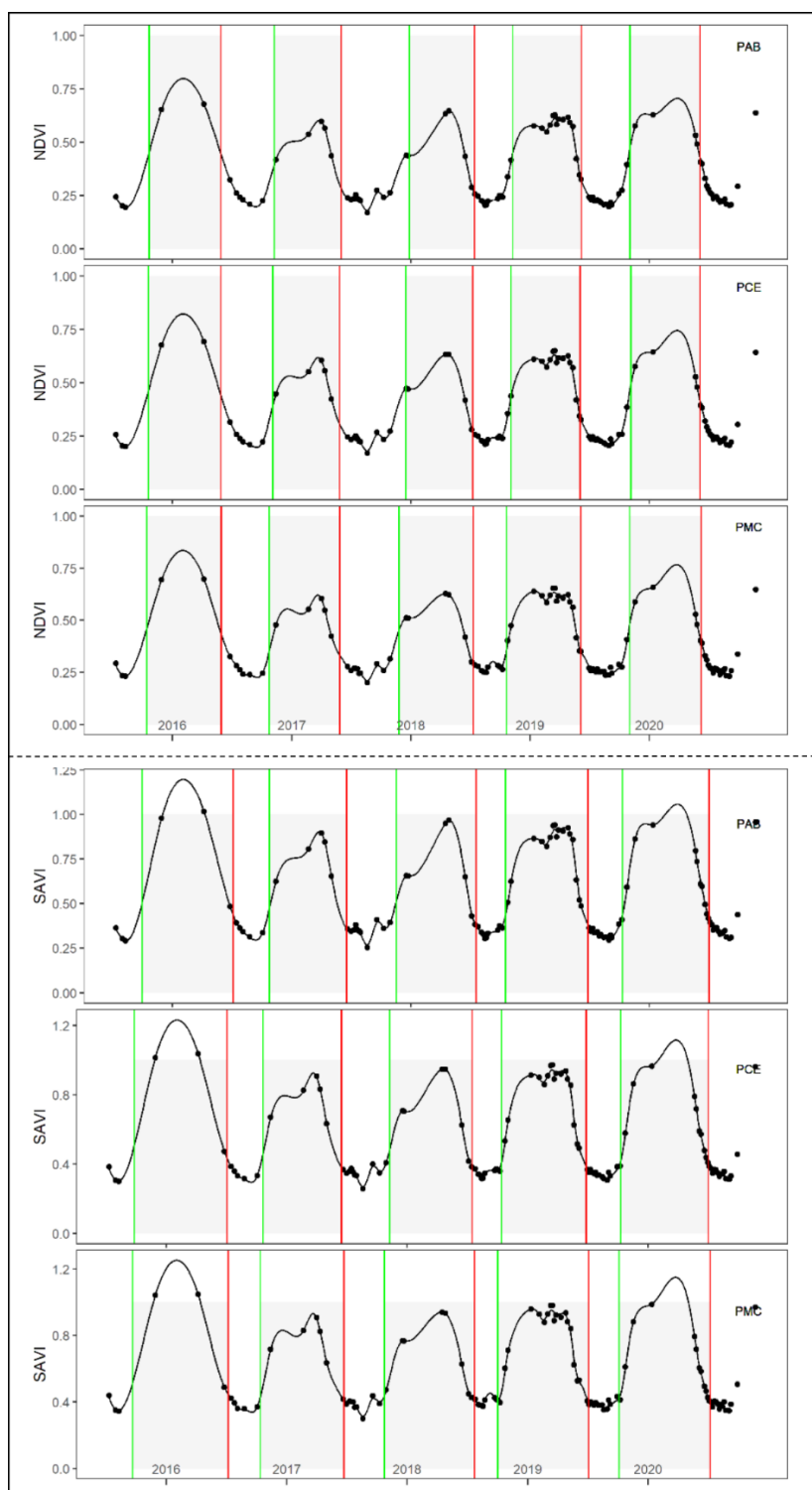


Figura 15. Serie temporal de valores medios observados (puntos) y ajustados por interpolación (líneas) de NDVI y SAVI en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) del área de estudio de ML2F. Las líneas verticales verdes y rojas marcan, respectivamente, las fechas de inicio (SOS) y fin (EOS) de la estación de crecimiento. El área gris delimita la duración de la estación de crecimiento.

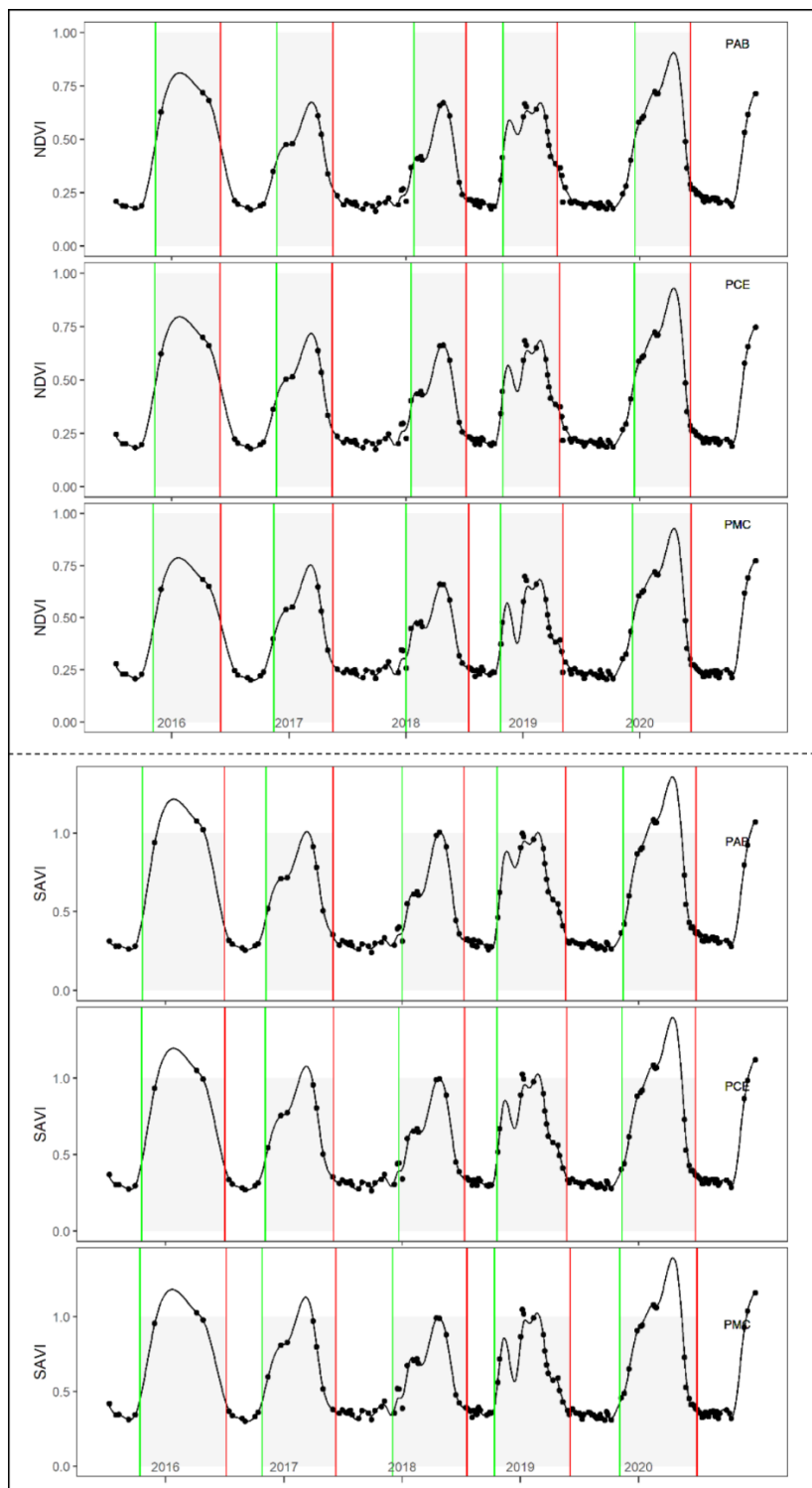


Figura 16. Serie temporal de valores medios observados (puntos) y ajustados por interpolación (líneas) de NDVI y SAVI en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) del área de estudio AL2F. Las líneas verticales verdes y rojas marcan, respectivamente, las fechas de inicio (SOS) y fin (EOS) de la estación de crecimiento. El área gris delimita la duración de la estación de crecimiento.

Tabla 9. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de NDVI (95% IC) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	SOS (DOY)	EOS (DOY)	LOS (días)	POP (DOY)	POT (DOY)	MGS	RSP (días ⁻¹)	RAU (días ⁻¹)	PEAK	TROUGH	MSP	MAU
PAB	2015	51.8 (51.3-52.4) ^a	271 (271-272) ^a	219 (219-220) ^a	153 (153-154) ^a	335 (328-342) ^a	0.673 (0.668-0.677) ^a	0.00582 (0.00573-0.00591) ^a	-0.00437 (-0.00443--0.00431) ^a	0.789 (0.784-0.795) ^a	0.139 (0.137-0.142) ^a	0.453 (0.451-0.455) ^a	0.466 (0.464-0.468) ^a
PCE	2015	49.2 (48.7-49.7) ^b	271 (270-271) ^a	221 (221-222) ^b	152 (152-153) ^b	354 (350-357) ^b	0.688 (0.684-0.691) ^b	0.00601 (0.00592-0.00609) ^b	-0.00463 (-0.00468--0.00458) ^b	0.808 (0.803-0.812) ^b	0.130 (0.128-0.131) ^b	0.461 (0.459-0.462) ^b	0.469 (0.468-0.471) ^a
PMC	2015	43.9 (43.6-44.2) ^c	272 (272-273) ^a	228 (228-229) ^c	149 (149-149) ^c	348 (346-351) ^b	0.693 (0.692-0.695) ^c	0.00601 (0.00597-0.00605) ^b	-0.00447 (-0.00449--0.00444) ^c	0.815 (0.813-0.817) ^c	0.143 (0.142-0.144) ^a	0.463 (0.462-0.464) ^b	0.474 (0.473-0.474) ^b
PAB	2016	68.4 (67.7-69.1) ^a	273 (272-275) ^a	205 (204-206) ^a	169 (168-170) ^a	335 (328-342) ^a	0.493 (0.488-0.498) ^a	0.00355 (0.00342-0.00369) ^a	-0.00318 (-0.00322--0.00313) ^a	0.571 (0.564-0.577) ^a	0.120 (0.118-0.122) ^b	0.359 (0.356-0.362) ^a	0.358 (0.354-0.362) ^a
PCE	2016	63.9 (63.2-64.5) ^b	268 (267-269) ^b	204 (203-205) ^a	162 (161-163) ^b	296 (288-304) ^b	0.508 (0.503-0.513) ^b	0.00406 (0.00393-0.00420) ^b	-0.00311 (-0.00314--0.00307) ^b	0.589 (0.583-0.595) ^b	0.122 (0.120-0.123) ^a	0.362 (0.359-0.364) ^a	0.373 (0.370-0.377) ^b
PMC	2016	53 (52.6-53.5) ^c	269 (268-270) ^b	216 (215-217) ^b	155 (155-156) ^c	253 (247-258) ^c	0.513 (0.510-0.515) ^b	0.00408 (0.00402-0.00414) ^b	-0.00277 (-0.00279--0.00275) ^c	0.594 (0.592-0.597) ^b	0.151 (0.150-0.152) ^b	0.356 (0.354-0.357) ^b	0.385 (0.383-0.387) ^c
PAB	2017	117 (115-119) ^a	316 (315-318) ^a	199 (198-200) ^a	223 (221-225) ^a	322 (314-330) ^a	0.524 (0.519-0.529) ^a	0.00267 (0.00259-0.00275) ^a	-0.00546 (-0.00554--0.00538) ^a	0.609 (0.603-0.615) ^a	0.102 (0.100-0.104) ^a	0.418 (0.416-0.421) ^a	0.321 (0.315-0.326) ^a
PCE	2017	106 (104-107) ^b	311 (310-312) ^b	206 (205-206) ^b	213 (212-215) ^b	304 (296-312) ^b	0.531 (0.526-0.535) ^{a,b}	0.00285 (0.00278-0.00292) ^b	-0.00495 (-0.00502--0.00488) ^b	0.617 (0.612-0.622) ^b	0.117 (0.115-0.119) ^b	0.414 (0.412-0.416) ^a	0.338 (0.334-0.342) ^b
PMC	2017	85 (84.2-85.8) ^c	313 (312-314) ^b	228 (227-229) ^c	203 (202-203) ^c	258 (253-263) ^c	0.535 (0.533-0.538) ^b	0.00291 (0.00287-0.00295) ^b	-0.00415 (-0.00419--0.00412) ^c	0.622 (0.619-0.625) ^b	0.160 (0.158-0.162) ^c	0.407 (0.406-0.409) ^b	0.356 (0.353-0.358) ^c
PAB	2018	68.6 (67.5-69.6) ^a	279 (277-280) ^a	210 (209-211) ^a	173 (171-174) ^a	311 (302-320) ^a	0.548 (0.543-0.552) ^a	0.00388 (0.00375-0.00402) ^a	-0.00373 (-0.00377--0.00368) ^a	0.637 (0.631-0.642) ^a	0.125 (0.123-0.127) ^a	0.398 (0.395-0.401) ^a	0.387 (0.384-0.391) ^a
PCE	2018	63.5 (62.8-64.3) ^b	275 (274-276) ^b	211 (211-212) ^a	166 (165-167) ^b	276 (267-285) ^b	0.567 (0.563-0.570) ^b	0.00433 (0.00421-0.00446) ^b	-0.00365 (-0.00369--0.00361) ^b	0.659 (0.654-0.664) ^b	0.130 (0.128-0.131) ^b	0.403 (0.401-0.405) ^b	0.405 (0.402-0.408) ^b
PMC	2018	49.8 (49.3-50.3) ^c	276 (276-277) ^b	227 (226-228) ^b	158 (158-159) ^c	244 (239-249) ^c	0.572 (0.570-0.574) ^b	0.00445 (0.00438-0.00452) ^b	-0.00330 (-0.00332--0.00328) ^c	0.665 (0.663-0.667) ^b	0.147 (0.146-0.148) ^c	0.401 (0.400-0.402) ^b	0.413 (0.412-0.415) ^c
PAB	2019	62.4 (61.4-63.5) ^a	277 (275-278) ^a	214 (213-215) ^a	170 (169-172) ^a	277 (266-288) ^a	0.619 (0.613-0.625) ^a	0.00462 (0.00453-0.00470) ^a	-0.00461 (-0.00474--0.00447) ^a	0.724 (0.717-0.731) ^a	0.123 (0.120-0.126) ^a	0.427 (0.422-0.431) ^a	0.435 (0.432-0.437) ^a
PCE	2019	65.4 (64.5-66.3) ^b	277 (276-278) ^a	212 (211-212) ^b	172 (171-174) ^b	296 (288-305) ^b	0.640 (0.636-0.645) ^b	0.00485 (0.00477-0.00492) ^b	-0.00499 (-0.00509--0.00488) ^b	0.750 (0.744-0.755) ^b	0.116 (0.114-0.119) ^b	0.441 (0.437-0.444) ^b	0.443 (0.441-0.445) ^b
PMC	2019	61.6 (61.2-62.1) ^c	280 (280-281) ^b	219 (218-219) ^c	172 (171-173) ^c	312 (308-316) ^b	0.649 (0.647-0.651) ^c	0.00474 (0.00471-0.00477) ^b	-0.00490 (-0.00495--0.00484) ^b	0.760 (0.757-0.763) ^c	0.131 (0.129-0.132) ^c	0.446 (0.444-0.448) ^b	0.448 (0.447-0.449) ^c

Tabla 10. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de NDVI (95% IC) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	SOS (DOY)*	EOS (DOY)*	LOS (días)	POP (DOY)*	POI (DOY)*	MGS	RSP (días ⁻¹)	RAU (días ⁻¹)	PEAK	TROUGH	MSP	MAU
PAB	2015	72.5 (72-73) ^a	275 (274-275) ^a	202 (202-203) ^a	164 (163-164) ^a	129 (120-137) ^a	0.702 (0.698-0.706) ^a	0.00747 (0.00733-0.00760) ^a	-0.00531 (-0.00536--0.00526) ^a	0.826 (0.821-0.830) ^a	0.0921 (0.0908-0.0935) ^a	0.467 (0.465-0.468) ^a	0.470 (0.468-0.471) ^a
PCE	2015	70.1 (69.5-70.8) ^b	274 (273-274) ^a	203 (203-204) ^a	162 (161-163) ^a	101 (87.9-114) ^b	0.688 (0.682-0.694) ^b	0.00709 (0.00690-0.00728) ^b	-0.00491 (-0.00499--0.00483) ^b	0.807 (0.800-0.815) ^b	0.1030 (0.1010-0.1050) ^b	0.458 (0.456-0.461) ^b	0.468 (0.466-0.471) ^a
PMC	2015	64.5 (64-64.9) ^c	275 (275-276) ^b	211 (210-211) ^b	159 (158-159) ^b	110 (101-119) ^c	0.677 (0.674-0.681) ^c	0.00668 (0.00657-0.00678) ^c	-0.00447 (-0.00452--0.00442) ^c	0.795 (0.790-0.799) ^c	0.1230 (0.1210-0.1240) ^c	0.452 (0.450-0.454) ^c	0.468 (0.467-0.470) ^a
PAB	2016	84.5 (84.1-85) ^a	259 (258-259) ^a	174 (174-175) ^a	171 (171-172) ^a	361 (359-363) ^a	0.513 (0.509-0.517) ^a	0.00406 (0.00400-0.00413) ^a	-0.00411 (-0.00418--0.00405) ^a	0.595 (0.590-0.600) ^a	0.0718 (0.0706-0.0730) ^a	0.375 (0.372-0.377) ^a	0.369 (0.366-0.371) ^a
PCE	2016	83 (82.3-83.6) ^b	257 (256-258) ^a	174 (173-175) ^a	169 (169-170) ^b	354 (349-359) ^a	0.542 (0.535-0.549) ^b	0.00448 (0.00437-0.00460) ^b	-0.00443 (-0.00455--0.00431) ^b	0.630 (0.621-0.638) ^b	0.0719 (0.0697-0.0742) ^a	0.390 (0.386-0.394) ^b	0.387 (0.384-0.391) ^b
PMC	2016	74.6 (73.9-75.2) ^c	259 (259-260) ^a	185 (184-186) ^b	165 (164-165) ^c	316 (309-322) ^b	0.561 (0.556-0.566) ^c	0.00473 (0.00465-0.00481) ^c	-0.00423 (-0.00431--0.00415) ^c	0.653 (0.647-0.658) ^c	0.0923 (0.0900-0.0945) ^b	0.396 (0.394-0.399) ^b	0.404 (0.401-0.406) ^c
PAB	2017	147 (146-147) ^a	309 (308-310) ^a	162 (162-163) ^a	232 (231-232) ^a	325 (319-331) ^a	0.483 (0.480-0.485) ^a	0.00298 (0.00294-0.00302) ^a	-0.00559 (-0.00564--0.00554) ^a	0.560 (0.556-0.563) ^a	0.0654 (0.0644-0.0665) ^a	0.386 (0.384-0.388) ^a	0.308 (0.306-0.311) ^a
PCE	2017	138 (137-139) ^b	311 (310-312) ^a	173 (172-175) ^b	228 (228-229) ^b	302 (291-313) ^b	0.483 (0.478-0.487) ^a	0.00284 (0.00278-0.00290) ^b	-0.00519 (-0.00527--0.00510) ^b	0.560 (0.555-0.565) ^a	0.0831 (0.0808-0.0853) ^b	0.385 (0.382-0.387) ^a	0.311 (0.308-0.315) ^a
PMC	2017	122 (121-123) ^c	318 (317-319) ^b	196 (194-197) ^c	225 (224-225) ^c	326 (320-332) ^a	0.482 (0.479-0.484) ^a	0.00250 (0.00246-0.00253) ^c	-0.00471 (-0.00476--0.00465) ^c	0.558 (0.555-0.562) ^a	0.1160 (0.1140-0.1180) ^c	0.385 (0.384-0.387) ^a	0.307 (0.305-0.310) ^a
PAB	2018	59.7 (59-60.3) ^a	229 (228-230) ^a	169 (169-170) ^a	134 (133-135) ^a	154 (145-163) ^a	0.558 (0.553-0.562) ^a	0.00763 (0.00739-0.00787) ^a	-0.00346 (-0.00350--0.00343) ^a	0.650 (0.644-0.655) ^a	0.0674 (0.0657-0.0690) ^a	0.370 (0.367-0.372) ^a	0.420 (0.417-0.423) ^a
PCE	2018	59.2 (58-60.3) ^a	236 (234-238) ^b	177 (175-178) ^b	138 (136-140) ^b	208 (193-222) ^b	0.541 (0.534-0.549) ^b	0.00685 (0.00647-0.00724) ^b	-0.00333 (-0.00339--0.00327) ^b	0.63 (0.621-0.639) ^b	0.0789 (0.0758-0.0820) ^b	0.364 (0.360-0.368) ^a	0.407 (0.402-0.412) ^b
PMC	2018	52.6 (51.8-53.4) ^b	246 (244-247) ^c	193 (192-195) ^c	141 (140-143) ^b	254 (245-262) ^c	0.522 (0.517-0.526) ^c	0.00567 (0.00546-0.00588) ^c	-0.00297 (-0.00301--0.00294) ^c	0.605 (0.600-0.611) ^c	0.1080 (0.1060-0.1110) ^c	0.353 (0.351-0.355) ^b	0.395 (0.392-0.398) ^c
PAB	2019	106 (106-106) ^a	279 (279-279) ^a	173 (172-173) ^a	201 (201-202) ^a	311 (304-317) ^a	0.682 (0.679-0.685) ^a	0.00546 (0.00541-0.00550) ^a	-0.00856 (-0.00874--0.00837) ^a	0.801 (0.797-0.805) ^a	0.0470 (0.0455-0.0485) ^a	0.474 (0.473-0.476) ^a	0.449 (0.448-0.450) ^a
PCE	2019	104 (103-105) ^b	279 (279-279) ^a	175 (174-176) ^b	203 (202-203) ^b	339 (331-346) ^b	0.685 (0.679-0.690) ^a	0.00528 (0.00521-0.00536) ^b	-0.00922 (-0.00956--0.00888) ^b	0.805 (0.798-0.812) ^a	0.0438 (0.0412-0.0464) ^a	0.476 (0.473-0.478) ^a	0.447 (0.444-0.449) ^b
PMC	2019	97.9 (97.4-98.3) ^c	282 (281-282) ^b	184 (183-184) ^f	200 (200-201) ^a	346 (341-350) ^b	0.676 (0.672-0.680) ^a	0.00498 (0.00493-0.00503) ^c	-0.00841 (-0.00863--0.00820) ^a	0.794 (0.790-0.799) ^a	0.0584 (0.0563-0.0605) ^b	0.472 (0.470-0.473) ^b	0.444 (0.442-0.445) ^b

Tabla 11. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de SAVI (95% IC) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	SOS (DOY)*	EOS (DOY)*	LOS (días)	POP (DOY)*	POI (DOY)*	MGS	RSP (días ⁻¹)	RAU (días ⁻¹)	PEAK	TROUGH	MSP	MAU
PAB	2015	29.1 (28.5-29.6) ^a	308 (307-308) ^a	279 (278-280) ^a	146 (145-147) ^a	332 (325-340) ^a	0.837 (0.835-0.839) ^a	0.00996 (0.00985-0.01010) ^a	-0.00654 (-0.00659--0.00650) ^a	0.971 (0.969-0.973) ^a	0.178 (0.175-0.180) ^a	0.503 (0.502-0.503) ^a	0.496 (0.495-0.496) ^a
PCE	2015	25.6 (25.1-26.1) ^b	307 (306-307) ^a	281 (280-282) ^a	143 (142-143) ^b	354 (350-358) ^b	0.842 (0.841-0.844) ^b	0.01020 (0.01010-0.01030) ^b	-0.00664 (-0.00667--0.00660) ^b	0.975 (0.974-0.976) ^b	0.171 (0.169-0.173) ^b	0.504 (0.503-0.504) ^a	0.496 (0.496-0.497) ^b
PMC	2015	20.1 (19.8-20.4) ^c	311 (311-312) ^b	291 (291-292) ^b	137 (137-138) ^c	342 (339-345) ^c	0.842 (0.842-0.843) ^c	0.01030 (0.01020-0.01030) ^b	-0.00621 (-0.00623--0.00619) ^c	0.975 (0.975-0.976) ^c	0.203 (0.201-0.204) ^c	0.507 (0.507-0.507) ^b	0.497 (0.497-0.497) ^b
PAB	2016	53.4 (52.8-54) ^a	290 (289-291) ^a	237 (236-238) ^a	166 (164-167) ^a	327 (319-335) ^a	0.697 (0.691-0.703) ^a	0.00600 (0.00579-0.00621) ^a	-0.00491 (-0.00498--0.00484) ^a	0.818 (0.811-0.825) ^a	0.159 (0.156-0.163) ^a	0.469 (0.467-0.471) ^a	0.462 (0.459-0.464) ^a
PCE	2016	41.9 (40.9-51) ^b	288 (288-289) ^a	238 (237-239) ^a	158 (157-159) ^b	282 (273-291) ^b	0.711 (0.707-0.716) ^b	0.00685 (0.00665-0.00704) ^b	-0.00485 (-0.00491--0.00479) ^b	0.835 (0.829-0.840) ^b	0.159 (0.156-0.161) ^b	0.471 (0.469-0.472) ^a	0.469 (0.467-0.471) ^b
PMC	2016	41.5-42.2) ^c	295 (295-296) ^b	253 (253-254) ^b	152 (151-153) ^c	243 (237-248) ^c	0.721 (0.718-0.723) ^c	0.00694 (0.00685-0.00703) ^b	-0.00438 (-0.00441--0.00435) ^b	0.847 (0.844-0.850) ^c	0.202 (0.201-0.204) ^b	0.472 (0.471-0.472) ^a	0.478 (0.477-0.478) ^c
PAB	2017	76.3 (75.2-77.5) ^a	322 (321-322) ^a	245 (244-246) ^a	223 (222-225) ^a	313 (304-322) ^a	0.724 (0.719-0.728) ^a	0.00417 (0.00403-0.00432) ^a	-0.00842 (-0.00853--0.00832) ^a	0.852 (0.847-0.858) ^a	0.144 (0.142-0.146) ^a	0.497 (0.496-0.498) ^a	0.445 (0.442-0.448) ^a
PCE	2017	69.3 (68.4-70.2) ^b	319 (319-320) ^b	250 (249-251) ^b	213 (212-215) ^b	293 (285-302) ^b	0.733 (0.729-0.736) ^b	0.00453 (0.00442-0.00465) ^b	-0.00770 (-0.00779--0.00761) ^b	0.862 (0.858-0.866) ^a	0.161 (0.159-0.163) ^b	0.496 (0.495-0.496) ^b	0.455 (0.453-0.458) ^b
PMC	2017	52.8 (52.3-53.4) ^c	326 (326-327) ^c	273 (273-274) ^c	203 (202-203) ^c	248 (243-254) ^c	0.740 (0.738-0.742) ^c	0.00461 (0.00461-0.00473) ^b	-0.00656 (-0.00661--0.00651) ^c	0.870 (0.868-0.872) ^b	0.224 (0.222-0.226) ^c	0.494 (0.493-0.494) ^b	0.464 (0.463-0.466) ^c
PAB	2018	46.4-47.6) ^a	299 (298-299) ^a	252 (251-252) ^a	170 (168-171) ^a	328 (320-335) ^a	0.763 (0.759-0.768) ^a	0.00683 (0.00663-0.00704) ^a	-0.00619 (-0.00627--0.00610) ^a	0.896 (0.892-0.901) ^a	0.152 (0.150-0.154) ^a	0.491 (0.490-0.493) ^a	0.482 (0.481-0.483) ^a
PCE	2018	43.6 (43-44.1) ^b	299 (299-300) ^a	256 (255-257) ^b	163 (162-164) ^b	287 (278-295) ^b	0.780 (0.777-0.784) ^b	0.00770 (0.00752-0.00788) ^b	-0.00613 (-0.00620--0.00606) ^a	0.915 (0.911-0.919) ^b	0.154 (0.152-0.156) ^a	0.494 (0.493-0.495) ^b	0.487 (0.486-0.488) ^b
PMC	2018	31.4 (30.9-31.8) ^c	307 (307-307) ^b	276 (275-276) ^c	156 (155-156) ^c	248 (242-253) ^c	0.786 (0.785-0.788) ^c	0.00789 (0.00779-0.00800) ^b	-0.00560 (-0.00563--0.00557) ^b	0.923 (0.921-0.925) ^c	0.186 (0.184-0.188) ^b	0.499 (0.499-0.500) ^b	0.489 (0.489-0.490) ^c
PAB	2019	39.5 (39-40) ^a	305 (304-306) ^a	266 (265-267) ^a	155 (154-157) ^a	249 (238-261) ^a	0.817 (0.813-0.822) ^a	0.00949 (0.00934-0.00964) ^a	-0.00665 (-0.00677--0.00654) ^a	0.951 (0.946-0.955) ^a	0.159 (0.157-0.161) ^a	0.495 (0.492-0.497) ^a	0.494 (0.493-0.495) ^a
PCE	2019	40.2 (39.8-40.6) ^a	305 (305-306) ^a	265 (264-266) ^a	157 (156-158) ^a	283 (274-292) ^b	0.823 (0.820-0.826) ^{ab}	0.00944 (0.00932-0.00955) ^a	-0.00687 (-0.00695--0.00678) ^b	0.957 (0.953-0.960) ^{ab}	0.157 (0.155-0.159) ^a	0.497 (0.495-0.499) ^a	0.495 (0.495-0.495) ^a
PMC	2019	34.9 (34.7-35.1) ^b	311 (310-311) ^b	276 (275-276) ^b	156 (155-156) ^a	306 (302-310) ^c	0.824 (0.823-0.825) ^b	0.00900 (0.00895-0.00905) ^b	-0.00649 (-0.00653--0.00645) ^c	0.959 (0.958-0.960) ^b	0.190 (0.189-0.191) ^b	0.499 (0.498-0.499) ^a	0.496 (0.496-0.496) ^b

Tabla 12. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de SAVI (95% IC) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año hidrometeorológico. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	SOS (DOY)*	EOS (DOY)*	LOS (días)	POP (DOY)*	POI (DOY)*	MGS	RSP (días ⁻¹)	RAU (días ⁻¹)	PEAK	TROUGH	MSP	MAU
PAB	2015	51 (50.7-51.4) ^a	305 (305-305) ^a	254 (253-254) ^a	165 (165-166) ^a	179 (169-188) ^a	0.852 (0.850-0.853) ^a	0.01110 (0.01090-0.01120) ^a	-0.00860 (-0.00865--0.00855) ^a	0.978 (0.977-0.980) ^a	0.0969 (0.0957-0.0980) ^a	0.504 (0.504-0.505) ^a	0.494 (0.494-0.495) ^a
PCE	2015	49.3 (48.8-49.8) ^b	306 (305-306) ^a	257 (256-257) ^b	163 (163-164) ^b	153 (139-168) ^b	0.848 (0.845-0.850) ^a	0.01070 (0.01050-0.01090) ^a	-0.00811 (-0.00820--0.00802) ^b	0.977 (0.975-0.978) ^{a,b}	0.1110 (0.1090-0.1130) ^b	0.504 (0.504-0.504) ^a	0.496 (0.495-0.496) ^{a,b}
PMC	2015	43.9 (43.5-44.2) ^c	310 (310-311) ^b	266 (266-267) ^c	161 (161-162) ^c	171 (161-180) ^{a,b}	0.844 (0.842-0.845) ^b	0.01020 (0.01010-0.01030) ^b	-0.00757 (-0.00763--0.00750) ^b	0.975 (0.973-0.976) ^b	0.1420 (0.1400-0.1440) ^b	0.504 (0.503-0.504) ^a	0.496 (0.496-0.496) ^b
PAB	2016	67.3 (66.8-67.7) ^a	274 (274-275) ^a	207 (207-208) ^a	166 (165-167) ^a	333 (328-339) ^a	0.698 (0.694-0.701) ^a	0.00645 (0.00632-0.00657) ^a	-0.00547 (-0.00551--0.00542) ^a	0.820 (0.816-0.824) ^a	0.1030 (0.1020-0.1050) ^a	0.470 (0.469-0.472) ^a	0.467 (0.465-0.468) ^a
PCE	2016	64.2 (63.5-65) ^b	275 (275-276) ^a	211 (210-212) ^b	162 (161-163) ^b	306 (295-317) ^b	0.718 (0.714-0.723) ^b	0.00709 (0.00688-0.00731) ^b	-0.00551 (-0.00557--0.00545) ^a	0.845 (0.839-0.851) ^b	0.1090 (0.1060-0.1110) ^b	0.477 (0.476-0.479) ^b	0.476 (0.474-0.477) ^b
PMC	2016	55.6 (55-56.2) ^c	283 (282-283) ^b	227 (226-228) ^c	156 (155-157) ^c	224 (214-233) ^c	0.731 (0.728-0.733) ^c	0.00741 (0.00728-0.00755) ^b	-0.00504 (-0.00508--0.00500) ^b	0.861 (0.857-0.864) ^c	0.1420 (0.1400-0.1450) ^c	0.479 (0.478-0.479) ^b	0.483 (0.482-0.484) ^c
PAB	2017	122 (122-123) ^a	313 (313-313) ^a	191 (190-191) ^a	233 (233-234) ^a	317 (311-324) ^a	0.666 (0.664-0.669) ^a	0.00395 (0.00391-0.00399) ^a	-0.00826 (-0.00831--0.00820) ^a	0.782 (0.779-0.785) ^a	0.0980 (0.0966-0.0994) ^a	0.486 (0.485-0.486) ^a	0.424 (0.422-0.426) ^a
PCE	2017	112 (111-113) ^b	315 (315-316) ^b	203 (202-204) ^b	230 (229-230) ^b	296 (284-307) ^b	0.669 (0.665-0.673) ^a	0.00384 (0.00377-0.00391) ^a	-0.00765 (-0.00774--0.00756) ^b	0.786 (0.781-0.790) ^b	0.1230 (0.1200-0.1270) ^b	0.485 (0.484-0.486) ^a	0.428 (0.426-0.431) ^b
PMC	2017	93 (91.9-94.1) ^c	322 (322-323) ^a	229 (228-231) ^c	226 (226-227) ^c	317 (311-324) ^a	0.672 (0.669-0.674) ^a	0.00344 (0.00340-0.00349) ^b	-0.00693 (-0.00700--0.00687) ^c	0.789 (0.786-0.792) ^b	0.1750 (0.1720-0.1780) ^c	0.485 (0.485-0.486) ^a	0.429 (0.428-0.431) ^b
PAB	2018	51.2 (50.7-51.7) ^a	262 (261-262) ^a	210 (210-211) ^a	131 (130-132) ^a	147 (138-156) ^a	0.736 (0.732-0.739) ^a	0.01140 (0.01110-0.01160) ^a	-0.00491 (-0.00495--0.00487) ^a	0.868 (0.863-0.872) ^a	0.0901 (0.0879-0.0923) ^a	0.474 (0.473-0.475) ^a	0.483 (0.482-0.484) ^a
PCE	2018	49.2 (48.3-50.2) ^b	266 (265-267) ^b	217 (216-218) ^b	136 (134-138) ^b	200 (186-215) ^b	0.719 (0.713-0.725) ^b	0.01010 (0.00955-0.01060) ^a	-0.00460 (-0.00466--0.00454) ^b	0.848 (0.841-0.854) ^b	0.1140 (0.1100-0.1180) ^b	0.469 (0.467-0.471) ^b	0.479 (0.477-0.481) ^b
PMC	2018	42 (41.4-42.7) ^c	276 (275-277) ^c	234 (233-235) ^c	139 (138-140) ^b	252 (243-261) ^c	0.702 (0.695-0.706) ^c	0.00818 (0.00792-0.00844) ^b	-0.00410 (-0.00414--0.00407) ^c	0.827 (0.823-0.832) ^c	0.1620 (0.1590-0.1650) ^c	0.463 (0.462-0.464) ^c	0.476 (0.475-0.477) ^b
PAB	2019	74.6 (74.2-74.9) ^a	299 (299-299) ^a	225 (224-225) ^a	185 (184-185) ^a	86.4 (78.6-94.2) ^a	0.801 (0.800-0.803) ^a	0.00813 (0.00807-0.00818) ^a	-0.00778 (-0.00782--0.00773) ^a	0.941 (0.940-0.943) ^a	0.0835 (0.0822-0.0847) ^a	0.501 (0.500-0.501) ^a	0.493 (0.493-0.493) ^a
PCE	2019	71 (70.4-71.6) ^b	299 (298-299) ^a	228 (227-228) ^b	185 (184-185) ^a	191 (176-205) ^b	0.800 (0.798-0.802) ^{a,b}	0.00776 (0.00767-0.00784) ^b	-0.00787 (-0.00796--0.00779) ^a	0.939 (0.937-0.942) ^a	0.0950 (0.0926-0.0975) ^b	0.500 (0.500-0.501) ^a	0.492 (0.492-0.493) ^a
PMC	2019	64 (63.5-64.4) ^c	302 (302-302) ^b	238 (237-239) ^c	182 (182-183) ^b	225 (216-234) ^c	0.797 (0.795-0.799) ^{a,b}	0.00735 (0.00730-0.00740) ^c	-0.00738 (-0.00744--0.00733) ^b	0.937 (0.936-0.938) ^b	0.1230 (0.1210-0.1250) ^c	0.500 (0.500-0.500) ^a	0.492 (0.492-0.493) ^a

Por su especial interés biológico, se destacan los métricos SOS, EOS, RSP, RAU, LOS y MGS, representándolos en las Figuras 17 y 18. En los métricos que acotan la estación de crecimiento (SOS, EOS y LOS) se observa que, de forma generalizada, la estación de crecimiento comienza antes en los píxeles clasificados como PMC, es decir a menos de 5 m de la copa más próxima, con una diferencia superior a 11 días (entre 14.98 y 11.62 días dependiendo del área y el índice de vegetación) respecto a los píxeles PAB (pastos a más de 10 m de copa), y superior a 8 días (entre 8.54 – 10.94) respecto a los PCE (situados a una distancia entre 5 y 10 m de la copa más próxima). Además, si se atiende al fin de la estación de crecimiento, éste resulta más tardío en los píxeles PMC (entre 5.2 y 8 días respecto a los PAB, y entre 4.6 y 6.4 días respecto a los PCE), pero las diferencias no resultan significativas. Esto implica que la duración de la estación de crecimiento sea siempre mayor en los píxeles PMC, con diferencias significativas de entre 14.2 y 21.4 días respecto los PAB, y entre 12.8 y 19.6 días respecto a los PCE.

Las diferencias de estos métricos entre los píxeles PCE y PAB fueron mucho menores, con máximos de 4.08 días de antelación en el SOS de los PCE respecto a los PAB, no resultando significativas con el métrico EOS. Además, la duración de la estación de crecimiento (LOS) fue ligeramente superior en los píxeles PCE (diferencia máxima de 4.40 días) respecto a los PAB.

Atendiendo a las tasas de reverdecimiento (RSP) se observan resultados distintos según el área de estudio (Figuras 17 y 18), independientemente del índice de vegetación empleado para su determinación. De este modo en el área ML2F, los píxeles PMC presentan la mayor tasa, sin diferencias significativas respecto a los píxeles PCE y con diferencias respecto a los PAB de 0.00033 y 0.003652, según se haya obtenido a partir del NDVI o SAVI respectivamente; ocurre todo lo contrario en el área AL2F donde los píxeles PMC presentan la menor tasa, con una diferencia de entre -0.000608 y 0.00089

respecto a los PAB, y de entre 0.000396 y 0.000582 respecto a los PCE (según los valores calculados a partir de NDVI y SAVI respectivamente).

Respecto a la tasa de senescencia (RAU), ésta resulta significativamente menor en los píxeles PMC en todos los casos, no existiendo diferencias significativas entre los valores de los píxeles PAB y PCE.

Tanto los valores de MGS obtenidos a partir del NDVI como los calculados a partir del SAVI, sólo presentan diferencias significativas respecto a los PAB, en el área ML2F (Figuras 17 y 18).

Según los métricos LSP calculados a partir del PSRI en el área ML2F, los píxeles PMC presentan un inicio de la senescencia más temprano respecto a los píxeles PAB, si bien las diferencias solo son significativas en 3 años de los 5 analizados y en sólo un año (2019) considerando los píxeles PCE (Tabla 13).

En cambio, en el área AL2F, la senescencia se inicia después en las áreas de pasto muy cercanas a copas en 3 de los 5 años analizados (Tabla 14), si bien sólo en uno de ellos la diferencia respecto a los pastos abiertos resulta significativa.

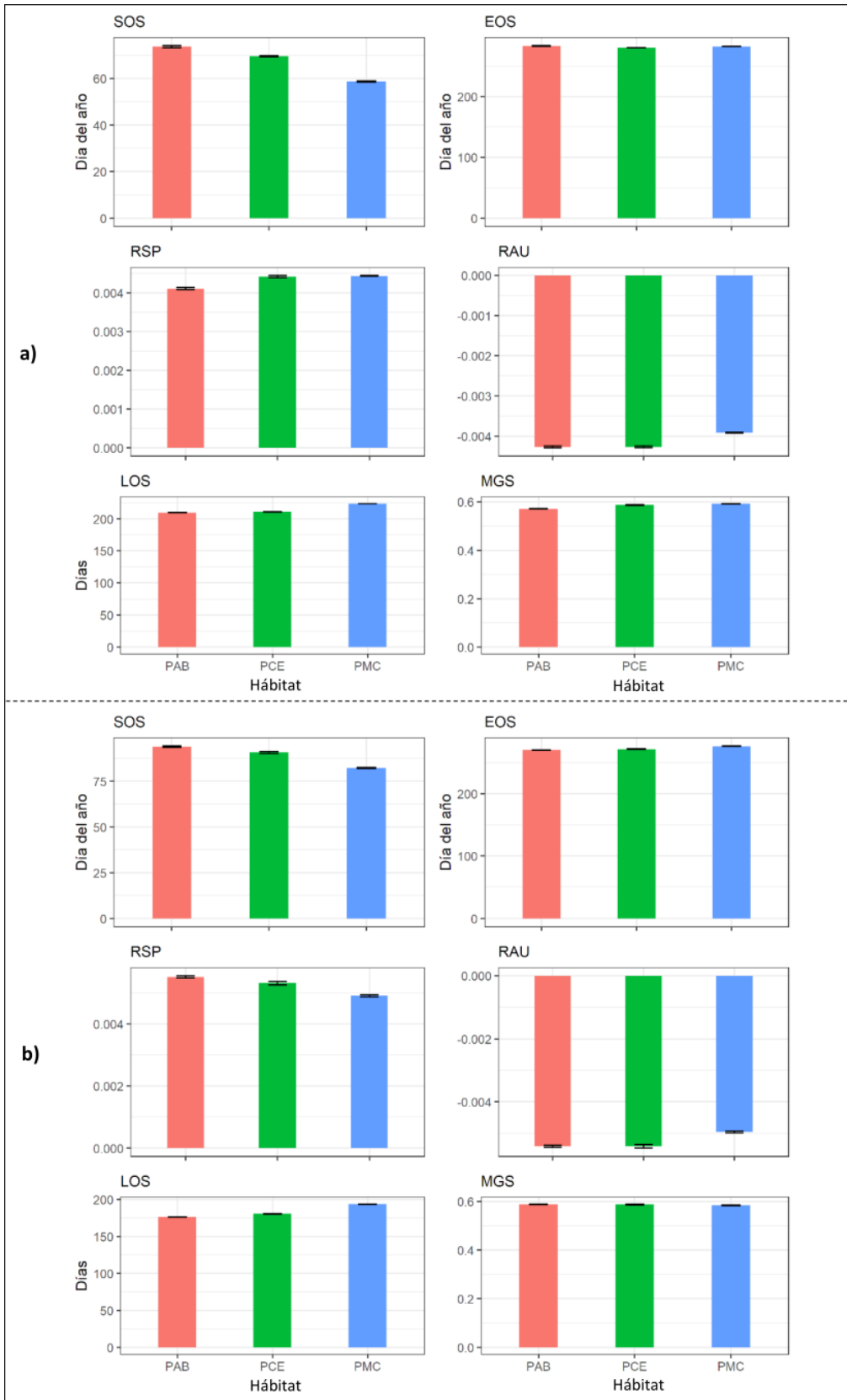


Figura 17. Comparativa de los valores medios de SOS, EOS, RSP, RAU, LOS y MGS (\pm S.E.) obtenidos a partir de la serie temporal de NDVI, en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) de las áreas de estudio a) ML2F y b) AL2F.

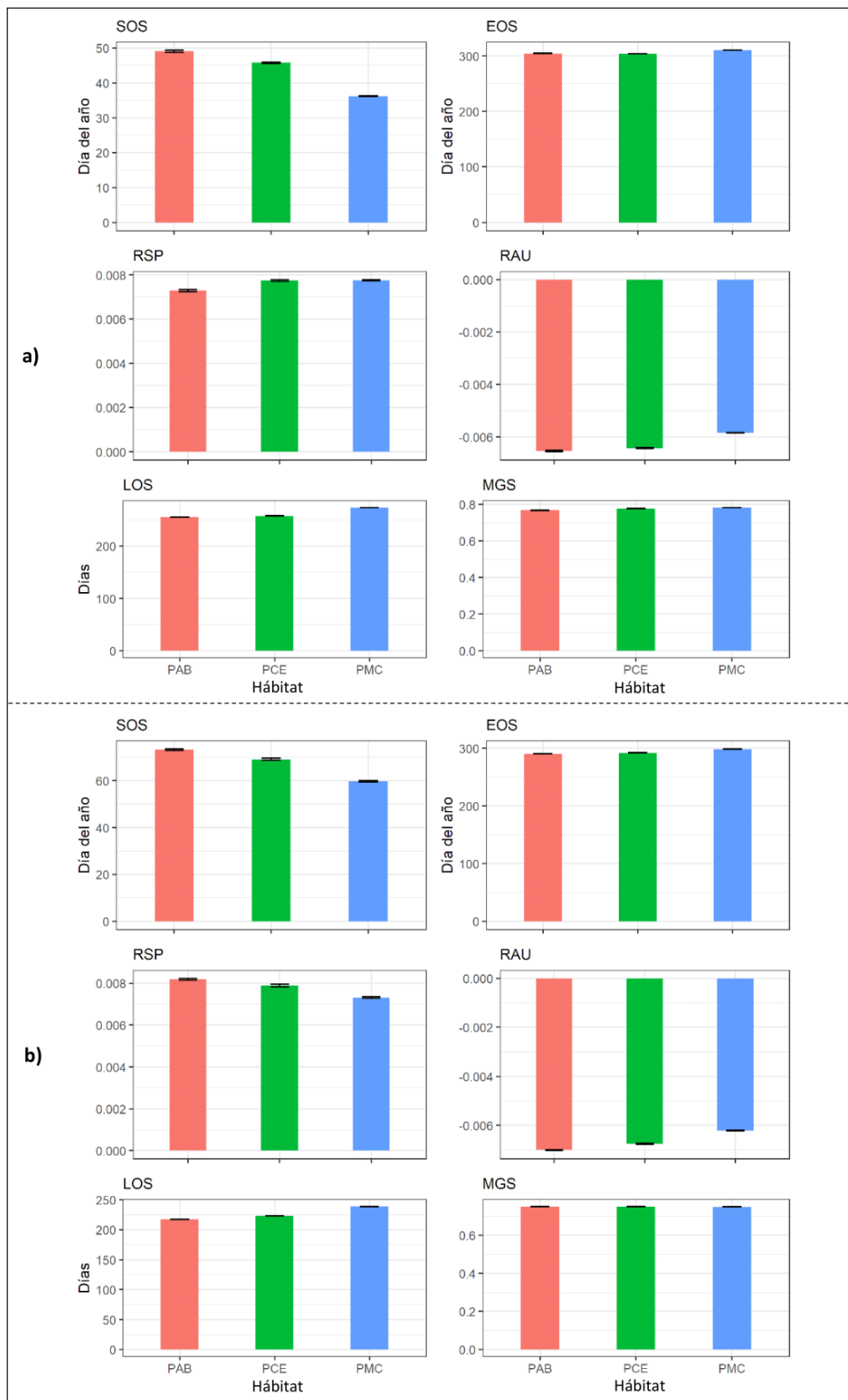


Figura 18. Comparativa de los valores medios de SOS, EOS, RSP, RAU, LOS y MGS (\pm S.E.) obtenidos a partir de la serie temporal de SAVI, en píxeles de pasto de zonas abiertas (PAB), cercanas (PCE) y muy cercanas a árboles (PMC) de las áreas de estudio a) ML2F y b) AL2F.

Tabla 13. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de PSRI (95 % CI) en el área de estudio de Majadas de Tiétar (ML2F). DOY referido al año natural. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	PeakS	SOSC (DOY)*	POPS (DOY)*
PAB	2016	0.450 (0.448-0.452) ^a	151 (151-152) ^a	263 (263-264) ^a
PCE	2016	0.456 (0.453-0.458) ^b	153 (153-154) ^b	265 (264-266) ^a
PMC	2016	0.442 (0.439-0.445) ^c	152 (152-153) ^{a,b}	264 (263-265) ^a
PAB	2017	0.365 (0.362-0.367) ^a	127 (125-129) ^a	198 (195-201) ^a
PCE	2017	0.366 (0.364-0.369) ^a	130 (127-133) ^a	208 (203-212) ^b
PMC	2017	0.361 (0.358-0.363) ^a	127 (125-130) ^a	207 (203-210) ^b
PAB	2018	0.450 (0.447-0.452) ^a	166 (164-167) ^a	234 (232-237) ^a
PCE	2018	0.442 (0.437-0.446) ^b	160 (158-162) ^b	230 (226-234) ^a
PMC	2018	0.433 (0.429-0.438) ^b	161 (159-163) ^b	238 (234-241) ^a
PAB	2019	0.429 (0.427-0.431) ^a	165 (164-167) ^a	239 (237-241) ^a
PCE	2019	0.434 (0.432-0.437) ^b	158 (156-160) ^b	236 (234-239) ^a
PMC	2019	0.427 (0.424-0.429) ^c	152 (149-154) ^c	234 (232-237) ^a
PAB	2020	0.443 (0.441-0.445) ^a	162 (161-163) ^a	248 (247-249) ^a
PCE	2020	0.447 (0.445-0.449) ^a	162 (160-163) ^a	247 (246-248) ^a
PMC	2020	0.437 (0.435-0.440) ^b	158 (156-159) ^b	244 (243-245) ^b

Tabla 14. Valores medios de métricos obtenidos de la serie temporal de PSRI (95%) en el área de estudio de La Albuera (AL2F). DOY referido al año natural. Letras (a, b, c) diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Hábitat	Año	PeakS	SOSC (DOY)*	POPS (DOY)*
PAB	2016	0.499 (0.498-0.500) ^a	156 (156-157) ^a	275 (275-275) ^a
PCE	2016	0.497 (0.494-0.499) ^a	157 (156-158) ^a	276 (275-276) ^a
PMC	2016	0.486 (0.483-0.489) ^b	154 (153-156) ^a	270 (268-272) ^b
PAB	2017	0.422 (0.421-0.424) ^a	148 (148-149) ^a	227 (226-228) ^a
PCE	2017	0.406 (0.403-0.408) ^b	148 (146-149) ^a	226 (223-229) ^a
PMC	2017	0.397 (0.395-0.400) ^c	145 (144-147) ^a	223 (219-226) ^a
PAB	2018	0.432 (0.431-0.433) ^a	151 (151-152) ^a	227 (225-229) ^a
PCE	2018	0.421 (0.419-0.424) ^b	154 (152-156) ^a	232 (228-236) ^a
PMC	2018	0.417 (0.414-0.421) ^b	153 (150-155) ^a	229 (225-234) ^a
PAB	2019	0.397 (0.396-0.397) ^a	142 (141-143) ^a	258 (257-260) ^a
PCE	2019	0.398 (0.396-0.400) ^a	147 (145-149) ^b	265 (262-268) ^b
PMC	2019	0.392 (0.390-0.394) ^b	144 (142-146) ^{a,b}	267 (264-270) ^b
PAB	2020	0.462 (0.461-0.463) ^a	177 (176-178) ^a	265 (264-266) ^a
PCE	2020	0.458 (0.455-0.461) ^a	183 (181-185) ^b	269 (267-272) ^b
PMC	2020	0.456 (0.453-0.459) ^b	182 (180-185) ^b	272 (270-275) ^b

CAPÍTULO 6

DISCUSIÓN

CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN

6.1 Influencia de la definición de dehesa en su cartografiado

La nomenclatura jerárquica de tres dígitos de la base de datos del CLC2012 no resulta adecuada para la delimitación de la superficie de dehesa en Extremadura, como han demostrado otros autores (Morillo y Espejo 2008), pues si bien por definición, las clases 231, 244, 311, 321 y 324 incluyen superficie de dehesa, computar todas ellas supondría una sobreestimación del 135% del total regional (2.237.924,81 ha), al incluir usos adicionales al sistema requerido. Sin embargo, si se considera únicamente la clase 244 (como se ha hecho en esta tesis), se alcanza una exactitud del productor del 84.26% y una exactitud del usuario del 71.32%. No obstante, dada la importancia del sistema de dehesa y la singularidad del mismo en cuanto a características estructurales y de manejo en el contexto europeo, diferenciarlo de otros pastos arbolados es imprescindible, como así se contempla en la versión posterior.

Aunque, respecto al CLC2012, el SIOSE2011 presentaba una mayor potencial para la delimitación de la dehesa, por su mayor detalle y diferenciación entre frondosas caducifolias y perennifolias, ambos presentaron carencias importantes para la delimitación del sistema, como son, entre otras, la ausencia de datos de FCC de la masa y composición específica del estrato arbóreo, únicamente recogidos en el MFE50. Además, si bien el SIOSE2011 y el MFE50 fueron las cartografías más ajustadas a la definición de dehesa de Pulido y Picardo (2010), únicamente el MFE50 permitió la distinción de las especies dominantes de la masa, adaptándose así a la realidad paisajística de las dehesas de Extremadura.

Teniendo en cuenta que en la elaboración del SIOSE intervienen las comunidades autónomas, era de esperar que, aun no registrando datos fundamentales para la

discriminación de la dehesa respecto de otros pastos arbolados (FCC o especie principal), el grado de ajuste con la realidad paisajística de Extremadura fuera el mayor de entre las cartografías comparadas con el MFE50, obteniendo una PA del 87.75%, considerablemente superior a la obtenida con el SIGPAC2016 (67.18%) y similar a la conseguida con el CLC2012 (84.26%). Sin embargo, la UA obtenida (59.07 %) revela la importancia de la inclusión de datos de FCC en la clasificación, pues atendiendo a la definición de las clases consideradas no se dispone de datos para condicionar la inclusión de las mismas en base a un umbral de espesura.

No debe obviarse, que aun siendo el MFE50 la cartografía más completa y ajustada para la representación de la dehesa en Extremadura, sus datos se obtienen a partir de la fotointerpretación de ortofotografías de los años 1997 y 1998, lo que supone un lapso superior a veinte años respecto a la actualidad, aunque de acuerdo a la dinámica de la dehesa en Extremadura, donde los cambios netos en la superficie de la dehesa son menores (Herguido et al. 2017a, b) esto no parecer introducir un sesgo relevante.

Finalmente, es preciso señalar que, si bien el Libro Verde de la Dehesa limita a un máximo del 60% la FCC, hoy se conoce que muchas dehesas extremeñas superan dicho valor. Además, parcelas que se cultivan con cierta periodicidad, son parcelas pastadas en los años no cultivados, cumpliendo con la definición de dehesa sin estar clasificadas como tales en el MFE50.

Por tanto, existe la necesidad de unificar criterios técnicos y presentar una cartografía de carácter oficial y de libre de acceso que facilite la gestión y control de la dehesa, en la línea del trabajo que ya viene realizando el Observatorio Dehesa-Montado.

6.2 Delineación del dosel arbóreo con LiDAR de baja densidad

El uso de sensores LiDAR aerotransportados se ha extendido en los últimos años a múltiples aplicaciones en selvicultura, debido a su capacidad de penetrar en el dosel y generar modelos 3D detallados de la vegetación y el suelo (Wulder et al. 2012). En la elaboración de esta tesis se emplearon datos LiDAR de baja densidad (0.5 pulsos m^{-2}), por ser los datos de libre acceso disponibles para todo el territorio nacional, con el fin de delinear las copas de árboles dispersos en pastos y otros sistemas agroforestales y estimar la FCC, obteniendo una sobreestimación de este valor de un 8.2% en ML2.

González-Ferreiro et al. (2012) observaron que la exactitud del modelo alométrico en la estimación de las variables de la masa forestal, incluida la FCC, no variaba esencialmente tras reducir la densidad de pulsos láser de 8 a solo 0.5 pulsos m^{-2} . Del mismo modo, Ma et al. (2017) comparando valores de FCC obtenidos con datos LiDAR, mediciones sobre el terreno, imágenes aéreas e imágenes satelitales, detectaron una sobreestimación mayor con los datos LiDAR y concluyeron que una densidad de puntos de 1 punto m^{-2} proporcionaba buenas exactitudes (error medio $< 2.5\%$). De igual modo, los datos LiDAR empleados en esta tesis (LiDAR de baja densidad) resultaron perfectamente adecuados para el cálculo de la FCC mediante la clasificación basada en objetos del CHM en dehesas de dos estratos vegetales sin continuidad vertical (pastos y arbolado), sin embargo, no fueron especialmente satisfactorios para la delineación del dosel, obteniendo resultados bastante pobres.

Así, en ML2 el 86.3% de la superficie de copas fue cartografiada como copa (PA) y sólo el 79.8% del área cartografiada como copa fue realmente copa (UA). Ma et al. (2017) explicaron esta deficiencia por el proceso de fusión de las copas de árboles cercanos, lo que en este caso ocurrió con árboles separados menos de 1.5 m (Figura 11),

es decir, una distancia menor al tamaño de píxel del CHM generado en el proceso de rasterización de los datos LiDAR.

Asimismo, se ha comprobado que un ángulo de escaneo superior a 12° produce una sobreestimación significativa de la FCC (Korhonen et al. 2011; Ma et al. 2017) y aunque dicho ángulo resulta más relevante en árboles de gran tamaño que en las especies de copa baja (como las incluidas en las áreas de estudio ML2, ML3, ML2F y AL2F) (Holmgren et al. 2003), los ángulos de escaneo elevados (de hasta 32°) de la fuente LiDAR empleada, también podrían explicar la sobreestimación observada. Según Campbell et al. (2018) con este ángulo, la separación mínima entre árboles debería ser aproximadamente la mitad de la altura del arbolado, lo que en las áreas de estudio contempladas supondría separación media entre copas alrededor de 4 m.

Además, los resultados empeoraron con la presencia de matorral (ML3), aumentando la sobreestimación de la FCC hasta un 15.9% y reduciendo la PA y la UA hasta el 79.3% y el 68.4%, respectivamente. Gatziolis (2010) observó que el empleo de umbrales de entre 1 y 3 m de altura para diferenciar los árboles del matorral, daba lugar a diferencias mínimas en la estimación de la FCC, por lo que el umbral de 2 m utilizado en este trabajo resulta una opción razonable. Recientemente, Fragoso-Campón et al. (2019) utilizaron un CHM booleano en lugar de los valores específicos de altura LiDAR con el fin de evitar el ruido en la altura, causado por los estratos bajos de vegetación y debido a la baja densidad de los puntos LiDAR, aunque como ellos afirman, los métricos LiDAR del modelo booleano son solo aplicables con estratos de vegetación bien diferenciados (arbolado fácilmente distinguible del sotobosque). Además, esta separación entre estratos es contexto dependiente, ya que la altura del matorral variará en gran medida según las especies que lo formen y la estación en la que se ubiquen.

Por otro lado, Campbell et al. (2018) señalaron que la integración de una variedad de ángulos de escaneo puede proporcionar mayores oportunidades de penetración en el dosel y una clasificación eficaz de los estratos de vegetación. Por tanto, aunque datos LiDAR de mayor densidad mejorarían, probablemente, la precisión de la clasificación, esto dependería en gran medida de la separación vertical de las copas y el matorral.

6.3 Delineación del dosel arbóreo con ortofotografías infrarrojas

Tanto en la estimación de la FCC como en la delineación de las copas, las ortofotografías IRG estivales presentaron mejores resultados que los datos LiDAR de baja densidad. En lo que respecta al área con dos estratos vegetales (ML2), la sobreestimación del dosel se redujo notablemente respecto a la delineación basada en LiDAR (del 20.2% al 6.0%), si bien la infraestimación decreció discretamente (del 13.7% al 12.6%). Carreiras et al. (2006), trabajando con fotos aéreas e imágenes Landsat de un sistema similar al considerado en esta tesis, comprobaron que el NDVI se comportaba razonablemente bien ($r^2 = 0.72$) en la estimación de la FCC. Por otro lado, Godinho et al. (2017) sobreestimaron en un 8.7% la FCC, de un montado portugués similar, utilizando valores de NDVI derivados de imágenes Sentinel 2A (resolución espacial de 10 m). En este trabajo, la estimación semiautomática de la FCC, utilizando el NDVI calculado con ortofotografías IRG de alta resolución (0.25 m de resolución espacial), resultó muy satisfactoria, no así la delineación de las copas. El uso de ortofotografías de los meses de verano, cuando la diferenciación de la respuesta espectral arbórea y pascícola es máxima (Luo et al. 2018), probablemente optimizó el rendimiento del método. No obstante, la presencia en los pastizales mediterráneos de ciertas especies C4 (como la grama; *Cynodon dactylon*) con picos ocasionales de crecimiento en verano (Peco et al. 1998) podría haber reducido ligeramente la ventaja de las citadas ortofotografías estivales. Otras fuentes de

errores sistemáticos, como la distorsión de las ortofotografías IRG, son susceptibles de reducir la exactitud del método (Valbuena et al. 2011; Ma et al. 2017).

Aunque en el área ML3 (con tres estratos de vegetación) el uso de ortofotografías IRG también mejoró los resultados en comparación con los obtenidos con los datos LiDAR de baja densidad, reduciéndose la sobreestimación de la FCC del 16.0% al 4.0%, esta mejoría resultó de forma considerable de la compensación entre sobre e infraestimaciones (23.5% y 20.4% respectivamente). Es necesario señalar que la mayoría de las especies de matorral mediterráneo mantienen sus hojas y/o tallos verdes durante la sequía estival (Manevski et al. 2011), formando un gradiente espectral sin un umbral claro que separe el matorral de las copas en base a su respuesta. En este sentido, Carreiras et al. (2006) también obtuvieron peores resultados cuando los árboles dispersos se combinaban íntimamente con un sotobosque de matorral, ya que ambos estratos de vegetación eran altamente reflectantes en el NIR. Por tanto, deberían seleccionarse imágenes del periodo con mayor contraste espectral entre el arbolado y el matorral, dependiendo la definición de dicho periodo de las especies de matorral, por lo que, en este sentido, se hace necesaria una mayor investigación que presente la variación estacional de la respuesta espectral de las especies arbustivas. La obtención de información adicional a este respecto resultará de gran utilidad para cartografiar los estratos de vegetación integrados en sistemas agroforestales como la dehesa.

6.4 Combinación de datos estructurales y espectrales

Las imágenes espectrales, con una creciente resolución temporal y espacial, brindan nuevas oportunidades para la delimitación eficaz de formaciones y especies vegetales en ecosistemas complejos (Ke y Quackenbush 2011); sin embargo, parece que aún es necesario combinarlas con información estructural derivada de datos LiDAR, para

conseguir una delimitación eficiente de elementos del sistema tales como los árboles dispersos (Dalponte et al. 2019; Marris y Ni-Meister 2019).

La ventaja que presenta el método combinado parece aumentar con la complejidad del sistema; de hecho, en el área ML2 (área con dos estratos de vegetación) la combinación de datos espectrales y estructurales no obtuvo mejores resultados que el empleo exclusivo de imágenes IRG, en cambio, en el área ML3, con tres estratos de vegetación, los resultados mejoraron notablemente con la combinación de las imágenes IRG y los datos LiDAR, reduciendo la sobreestimación de las copas del 23.5% al 17.4% y la infraestimación del 20.4% al 15.3%, y elevando la OA del 93.3% al 95.1%.

Hellesen and Matikainen (2013) también mejoraron la exactitud de su clasificación de árboles y arbustos, basada en un enfoque OBIA sobre ortoimágenes IRG, cuando incluyeron datos derivados de LiDAR. Igualmente, Kempeneers et al. (2009) y Geerling et al. (2007) demostraron que la combinación de datos LiDAR con imágenes (imágenes IRG de cuatro bandas de 0.5 a 0.3 m, e imágenes hiperespectrales de 0.5 a 1.5 m de resolución en las bandas respectivamente) mejora la exactitud de la clasificación de la vegetación, especialmente en los estratos que muestran una respuesta espectral similar.

Utilizando la correlación entre la respuesta espectral de las plantas y sus características foliares (Schneider et al. 2017), numerosos autores están aplicando datos hiperespectrales para obtener información sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas mixtos. Por ejemplo, (Van Cleemput et al. 2018) han recopilado una serie de rasgos vegetales de ecosistemas pascícolas y arbustivos, obtenidos mediante teledetección en todo el mundo. Además, Maschler et al. (2018) y Marris and Ni-Meister (2019) demostraron que la información estructural, basada en datos LiDAR, puede combinarse con éxito con múltiples índices de vegetación derivados de imágenes hiperespectrales de alta resolución (tamaño de píxel < 1 m) para identificar parámetros

potencialmente relevantes en la distinción entre especies arbóreas. En base a estos avances recientes, se espera que la combinación de datos estructurales (derivados de LiDAR) con índices de vegetación, permita la delineación automática y exacta de las copas de árboles dispersos, incluso en sistemas abiertos invadidos por matorral.

6.5 Imágenes satelitales para la observación de la fenología

Las imágenes de satélite siguen siendo la única herramienta para monitorizar la fenología vegetal a gran escala, por ello, al hablar de la fenología del pasto de la dehesa, contemplando el sistema en su conjunto, el concepto LSP es el único aplicable. A diferencia del seguimiento tradicional de la fenología, basado en la interpretación visual de estados fenológicos específicos de las especies, los métricos LSP están asociados a cambios distinguibles a partir de imágenes de satélite, siendo el valor de cada píxel el resultado de la respuesta espectral de todas las superficies reflectantes presentes en el mismo. Por tanto, aunque los métricos LSP no tienen por qué coincidir en días específicos con los estados fenológicos catalogados en campo, si son un buen reflejo de las transiciones fenológicas que ocurren en el terreno.

Dada la naturaleza de los métricos LSP y siendo el objetivo de esta tesis la definición de la fenología del pasto de dehesa, así como la evaluación de la influencia del arbolado en la misma, la determinación de píxeles homogéneos (píxeles de pasto) dentro del sistema heterogéneo de dehesa resulta esencial. En este sentido, la resolución espacial de las imágenes Sentinel 2 permitió el análisis de 10256 píxeles de pasto en el área ML2F y de 10819 píxeles en el área AL2F en el caso de los índices de vegetación obtenidos con bandas de 10 m de resolución (NDVI y SAVI) e incluso en el análisis del PSRI obtenido con bandas de 10 y 20 m, el 26.62% de los píxeles de 10 m del área ML2F y el 47.31 %

de los mismos del área AL2F, permanecieron como píxeles de pasto (píxeles con cobertura homogénea).

Si bien la resolución de 20 m continuó proporcionando un elevado porcentaje de píxeles de pasto, la reducción de los mismos respecto a la resolución de 10 m resulta relevante (73.38% de los píxeles de 10 m en el área ML2F y 52.96% en AL2F). Esto demuestra que, en sistemas heterogéneos como la dehesa, la determinación de métricos LSP basada en la suposición de que la fenología de la vegetación a escala de píxel es relativamente homogénea, puede implicar errores por la presencia de píxeles mixtos, incluso a partir de imágenes de Landsat, con una resolución espacial ligeramente inferior (30 m) (Fisher y Mustard 2007; Liu et al. 2017), poniendo de manifiesto la ventaja que las imágenes Sentinel 2 presentan frente a otros satélites con mayor periodo de registro.

6.6 Índices de vegetación para la obtención de métricos fenológicos

Los métricos LSP extraídos de los índices NDVI y SAVI calculados en píxeles de pasto, han permitido delimitar con claridad el inicio, fin y duración de la estación de crecimiento. El NDVI calculado a partir de lecturas de diversos sensores: phenocams (cámaras para la monitorización fenológica), vehículo aéreo no tripulado (AUV por sus siglas en inglés) o satélite, es ampliamente utilizado en el estudio de la fenología, habiendo mostrado una alta correlación entre los valores obtenidos de imágenes de satélite con los derivados de lecturas en superficie (Gómez-Giráldez et al. 2020).

En cuanto al empleo de las imágenes Sentinel 2, estas presentan un claro potencial por su mayor número de bandas en la zona del espectro denominada “red-edge” (Gómez-Giráldez et al. 2020), especialmente sensible a cambios en la estructura de la vegetación, lo que lleva a pensar que determinados índices de vegetación que, empleados para la obtención de métricos LSP, utilicen en su cálculo bandas de esa zona del espectro (por

ejemplo el PSRI), podrían presentar una ventaja respecto al ampliamente extendido NDVI. Del mismo modo, el índice SAVI es por definición una modificación del NDVI diseñado para reducir la influencia del brillo del suelo mediante la incorporación del factor de ajuste L en el denominador de la ecuación del NDVI.

Sin embargo, aunque si se observaron diferencias en los métricos calculados en función del índice del que derivaban, globalmente NDVI y SAVI mostraron resultados muy similares. En conjunto, según las 24 combinaciones analizadas (12 métricos extraídos en 2 áreas de estudio) el índice SAVI no constituyó una mejora en términos de caracterización fenológica respecto al NDVI, mostrando diferencias significativas entre las 3 categorías de pasto (PAB, PCE y PMC) en una frecuencia similar al NDVI (diferencias significativas en 3 o más de los 5 años analizados en 12 de las 24 combinaciones empleando NDVI y en 13 empleando SAVI).

Además, coincidiendo con los resultados obtenidos por Dingaán y Tsubo (2019), el PSRI (el cual incluye en su cálculo la banda 6 perteneciente a la zona “red-edge” del espectro), no ha constituido una ventaja en cuanto a la distinción de estados fenológicos respecto al NDVI o el SAVI y los métricos obtenidos del mismo no presentan diferencias significativas entre las tres categorías de pastos, no resultando por tanto de utilidad en la identificación de la influencia del arbolado en el pasto de dehesa. La menor capacidad de los métricos derivados del índice PSRI podría explicarse por el menor número de píxeles disponibles para este índice, pero la tendencia a presentar resultados contrarios a los obtenidos con los índices NDVI y SAVI hace necesaria una revisión (con mediciones en campo con espectralradiómetros y/o con phenocams) de la utilidad de este índice en los pastos mediterráneos. Pacheco-Labrador et al. (2021) han puesto de manifiesto la dificultad que introduce la presencia de restos secos de pastos en la monitorización de la

dinámica estacional del pasto de la dehesa, siendo necesario introducir complejos factores de corrección en la modelización.

Desde el punto de vista de esta tesis, considerando los pastos de dehesa en conjunto, se evalúa la capacidad de los índices de vegetación contemplados para la determinación de los métricos LSP en las zonas ML2F y AL2F, considerando no concluyentes aquellos que revierten distintos resultados en función del área en el que se calcularon, es decir aquellos dependientes del área de estudio. En este sentido, los resultados obtenidos en el métrico RSP difieren según el área de estudio, independientemente del índice empleado para su obtención, resultando, por tanto, contexto dependiente.

6.7 Efecto del arbolado en la fenología del pasto

Como ya se mencionó en el primer capítulo de este documento, otros autores han demostrado que la presencia de arbolado en la dehesa modifica la composición y fenología de sus pastos (Moreno et al. 2013b) generando variaciones muy visibles en el campo y de interés para la producción animal (Montoya y Meson 1982) como son: una germinación más temprana de las especies anuales bajo su copa, mayor crecimiento en periodo frío permitido por las temperaturas más cálidas bajo el dosel (Moreno et al. 2007b) o el retraso de la floración y agostamiento más tardío bajo copa que fuera de ella (Joffre et al. 1987). Sin embargo, todas estas conclusiones, sobre la influencia del dosel arbóreo en la fenología de los pastos, se han restringido tradicionalmente a la propia proyección de las copas.

Por el contrario, en este trabajo se analiza toda superficie de pasto fuera de dicha proyección, por ser aquella registrada en las imágenes de satélite. De este modo, en los métricos calculados, las mayores diferencias significativas se dan respecto a los píxeles a

menos de 5 m de la copa más próxima (PMC) y los píxeles PCE y PAB revierten valores similares en la mayoría de los métricos calculados, pero especialmente en EOS, LOS, MSP, MAU y Trough.

En resumen, se aprecia que los pastos muy cerca del arbolado comienzan antes la estación de crecimiento, presentando una mayor duración de la misma y una ratio de senescencia menor que los pastos abiertos. Además, atendiendo a los resultados obtenidos, los píxeles PAB y PCE podrían agruparse en una sola categoría, dado que no arrojan métricos significativamente distintos en la mayoría de las combinaciones (índice de vegetación-área de estudio) evaluadas.

Dado que en el concepto LSP la fenología del pasto se analiza en conjunto, considerándolo un único elemento (a pesar de la gran variedad de especies que lo componen), los métricos derivados de los índices de vegetación estarán influenciados tanto por la cantidad de biomasa como por diversidad las especies que componen el pasto de un determinado píxel (Berra et al. 2019). De hecho, como sintetizan Moreno et al. (2013a) el gradiente de influencia del arbolado sobre producción y composición específica de los pastos de dehesa ha sido catalogado por diversos autores.

6.8 Limitaciones del estudio y posibles líneas futuras

Los satélites siguen siendo la única herramienta viable para la monitorización a gran escala de la fenología vegetal, sin embargo, presentan una serie de limitaciones en la estimación de las métricas LSP, entre las que destacan las derivadas de la resolución espacial y temporal y las producidas por los huecos en la secuencia temporal (causados por la presencia de nubes).

En cuanto a la resolución temporal, a pesar de que las imágenes Sentinel 2 presentan una ventaja respecto a otros satélites que proporcionan imágenes libres con

resoluciones espaciales cercanas, se siguen perdiendo datos temporales críticos necesarios para la definición de la fenología de los pastos de dehesa. Asimismo, la interpolación temporal, necesaria para completar los datos de la serie, influye inevitablemente en el resultado final de los métricos (Fisher et al. 2006).

Por otro lado, como se ha dicho, se observa que la influencia del arbolado se restringe fundamentalmente la franja de 5 m desde el perímetro de copa (píxeles PMC), no apreciando, en la mayoría de los casos, diferencias significativas entre los métricos obtenidos a más de 5 m de la copa (píxeles PAB y PCE). Por tanto, aunque la resolución espacial de las imágenes Sentinel 2 ha resultado apropiada para la determinación de métricos fenológicos de los pastos de dehesa, desde un enfoque LSP, se estima que otras fuentes de datos de mayor resolución espacial y temporal completarían y mejorarían los resultados obtenidos, acotando las conclusiones y reduciendo incertidumbres.

La incorporación de dichas fuentes complementarias de datos no debería comprometer la rentabilidad del estudio en términos de tiempo y costes. Por esta razón, aunque las phenocams no constituyen una herramienta para el estudio de la fenología a gran escala y los UAV no son económicamente viables para este fin, si pueden resultar útiles para la validación de los métricos LSP obtenidos a partir de información satelital, la única factible hasta el momento para el estudio de la fenología vegetal a gran escala.

Por último, a las limitaciones de las fuentes de datos se une, en este caso, la herbivoría mediante el pastoreo del ganado y la fauna silvestre. Esta actividad puede afectar a la variabilidad de las especies que componen el pasto de la dehesa, así como a la estructura vegetal, cantidad y calidad de la biomasa (Puerto A et al. 1990; Pueyo et al. 2006; Wan et al. 2015). Aunque, Olsen et al. (2015) concluyeron que las diferencias inducidas por el pastoreo en la duración del periodo de actividad fotosintética y en la biomasa, apenas se reflejan en las series temporales de NDVI obtenidas con MODIS,

posiblemente debido a la resolución espacial grosera (250 m), se estima conveniente en futuros estudios, el seguimiento de los registros de determinados píxeles de imágenes Sentinel 2 tras el paso del ganado.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES

La principal aportación de este trabajo ha sido el diseño de un esquema metodológico que, basado en la aplicación de las Tecnologías de la Información Geográfica permite (1) delimitar el sistema de dehesa, (2) delinear el dosel arbóreo en la misma y (3) el seguimiento a gran escala de la fenología de sus pastos, permitiendo de este modo evaluar el papel del dosel arbóreo sobre la estructura y el funcionamiento de la dehesa, determinando su influencia en la estacionalidad de la producción de los pastos, así como el seguimiento de las variaciones estructurales del sistema a medio y largo plazo.

El esquema metodológico se construye a partir de las conclusiones expuestas a continuación, obtenidas todas ellas en la consecución de cada uno de los objetivos específicos planteados en esta tesis doctoral.

En primer lugar, se considera que el MFE50 es la cartografía de ámbito nacional apropiada para la delimitación de la dehesa en Extremadura, pues, recogiendo atributos suficientes para la discriminación del sistema, resulta la más ajustada a la realidad paisajística regional, distinguiendo las especies dominantes del estrato arbóreo. Además, respecto a esta cartografía, el CLC2012, aun siendo la única cartografía internacional analizada, es la que obtiene mejores resultados, con una exactitud global en la delineación del sistema en Extremadura del 88.67%, permitiendo la delimitación del sistema a escala europea.

Los datos LiDAR de baja densidad no constituyen una fuente fiable para la delineación automático de la cubierta arbórea en sistemas agroforestales dominados por árboles dispersos, pues, si bien la superficie de copa se sobreestimó mínimamente en el área con dos estratos de vegetación, la estimación empeoró en el área con tres estratos debido a la presencia de matorral. Además, la estimación de la FCC resultó de la

compensación entre importantes sobre e infraestimaciones del dosel, especialmente relevantes en el área de tres estratos.

El uso de orotofotografías IRG de alta resolución produjo una mejor delineación semiautomática de las copas en el área sin matorral, reduciendo especialmente la sobreestimación de las mismas. Sin embargo, el rendimiento del método basado en dichas imágenes, sigue siendo insuficiente en áreas con matorral (tres estratos de vegetación), pues, si bien con la combinación de imágenes IRG y datos LiDAR no mejoró la delineación de las copas en el área sin matorral, sí lo hizo la estimación de la FCC (del 93% al 99%), siendo el método combinado el único que obtuvo una delineación satisfactoria de las copas en el área con matorral.

La exactitud de la delineación apenas se vio afectada por la FCC (en el rango de 5% a 55% evaluado en este trabajo), por lo que los resultados obtenidos pueden proporcionar una orientación práctica para la selección de las fuentes de datos y los métodos de delineación del dosel arbóreo en sistemas agroforestales extensivos, especialmente en aquellos con pastos de marcada estacionalidad. No obstante, se recomienda aumentar la densidad de los datos LiDAR hasta al menos 1 punto m^{-2} . De igual modo, dada la alta variabilidad intra e interanual de los sistemas agroforestales áridos y semiáridos, propensos por naturaleza a la invasión de matorral y heterogéneos en cuanto al tamaño de las especies vegetales que los pueblan, se recomienda además el registro conjunto y periódico de datos multiespectrales de alta resolución (por ejemplo, espectro visible e infrarrojo cercano) y puntos LiDAR. Esto permitiría la producción automática de mapas de vegetación necesarios para la evaluación a gran escala de los efectos del arbolado en la fenología, rasgos morfológicos y funcionales, y productividad del pasto en los sistemas agroforestales y otros ecosistemas tipo sabana. Todo ello

resultará especialmente relevante en el estudio del propio funcionamiento de dichos sistemas, así como de su papel en los flujos globales.

Se demuestra que las imágenes Sentinel 2 resultan apropiadas para la determinación de métricos fenológicos de los pastos de dehesa. Su resolución de 10 m permitió obtener, en este sistema de árboles dispersos, un buen número de píxeles de pasto (libres de copas) e incluso con la resolución de 20 m de la banda 6, el 26.62% de los píxeles de pasto de 10 m en el área ML2F y el 47.31% en el área AL2F, permanecían clasificados como pastos, es decir, libres de la contaminación de la señal por presencia de copas. Además, la resolución temporal de las mismas permitió un ajuste adecuado al modelo doble sigmooidal.

De entre los métricos que acotan la estación de crecimiento (SOS, EOS y LOS), el SOS resulta el más significativo en cuanto a la detección de la influencia del arbolado en la fenología del pasto, dándose las mayores diferencias significativas respecto a los píxeles muy cercanos al árbol (PMC) en los que el inicio de la estación se adelanta siempre respecto a los pastos abiertos (PAB) y cercanos a arbolado (PCE). En el mismo sentido, la duración de la estación de crecimiento es siempre mayor en los píxeles PMC, apreciándose, además, una menor variación interanual en este parámetro, deduciendo un efecto estabilizador del arbolado. Asimismo, si bien el inicio de la senescencia no ha resultado, en este estudio, significativamente más tardío en los pastos muy cercanos a copa, la tasa de senescencia (RAU) si es significativamente menor en los píxeles PMC, indicando una velocidad menor de secado de los pastos muy cercanos a arbolado. Todo ello confirma la hipótesis planteada de que el pasto bajo la influencia de la copa presenta una senescencia más tardía y un periodo de crecimiento más extenso.

Por tanto, se concluye que la mayor influencia del arbolado en la fenología de los pastos de dehesa se concentra en una franja de 5 m desde el perímetro de copa. Aunque los píxeles PCE también presentan diferencias significativas respecto a los PAB, estas son considerablemente menores y menos frecuentes, lo que indica la necesidad de estudios adicionales en los que se subdivida el tramo de 5 a 10 m desde el perímetro de copa, con el fin de determinar la distancia a partir de la cual la influencia del arbolado en la fenología del pasto deja de ser significativa.

REFERENCIAS

- Antonarakis AS, Richards KS, Brasington J (2008) Object-based land cover classification using airborne LiDAR. *Remote Sens Environ* 112:2988-2998. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.02.004>
- Atkinson PM, Jeganathan C, Dash J, Atzberger C (2012) Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology. *Remote Sens Environ* 123:400-417. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.04.001>
- Atzberger C, Klisch A, Mattiuzzi M, Vuolo F (2013) Phenological metrics derived over the European continent from NDVI3g data and MODIS time series. *Remote Sens* 6:257-284. <https://doi.org/10.3390/rs6010257>
- Barot S, Allard V, Cantarel A, et al (2017) Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review. *Agron Sustain Dev* 37:13. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0418-x>
- Berra EF, Gaulton R, Barr S (2019) Assessing spring phenology of a temperate woodland: A multiscale comparison of ground, unmanned aerial vehicle and Landsat satellite observations. *Remote Sens Environ* 223:229-242. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.010>
- Bertomeu M (2011) *Manual de Dasometría*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid
- Bogdanovich E, Perez-Priego O, El-Madany TS, et al (2021) Using terrestrial laser scanning for characterizing tree structural parameters and their changes under different management in a Mediterranean open woodland. *For Ecol Manage* 486:118945. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118945>

- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28:230–238
- Brisson N, Gate P, Gouache D, et al (2010) Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *F Crop Res* 119:201–212
- Browning DM, Russell ES, Ponce-Campos GE, et al (2021) Monitoring agroecosystem productivity and phenology at a national scale: A metric assessment framework. *Ecol Indic* 131:108147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108147>
- Campbell MJ, Dennison PE, Hudak AT, et al (2018) Remote Sensing of Environment Quantifying understory vegetation density using small-footprint airborne lidar. *Remote Sens Environ* 215:330-342. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.023>
- Campos P, Álvarez A, Mesa B, et al (2020) Total income and ecosystem service sustainability index: Accounting applications to holm oak dehesa case study in Andalusia-Spain. *Land use policy* 97:104692. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104692>
- Cardinael R, Cadisch G, Gosme M, et al (2021) Climate change mitigation and adaptation in agriculture: Why agroforestry should be part of the solution. *Agric Ecosyst Environ* 319:107555. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107555>
- Carreiras JMB, Pereira JMC, Pereira JS (2006) Estimation of tree canopy cover in evergreen oak woodlands using remote sensing. *For Ecol Manage* 223:45-53. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.056>
- Chen X, Wang D, Chen J, et al (2018) The mixed pixel effect in land surface phenology: A simulation study. *Remote Sens Environ* 211:338-344. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.030>

- Claverie M, Ju J, Masek JG, et al (2018) The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. *Remote Sens Environ* 219:145-161. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.002>
- Clementini C, Pomente A, Latini D, et al (2020) Long-Term Grass Biomass Estimation of Pastures from Satellite Data. *Remote Sens* 12:2160. <https://doi.org/10.3390/rs12132160>
- D.G. Instituto Geográfico Nacional (2015) Manual de Fotointerpretación SIOSE
- Dalponte M, Frizzera L, Gianelle D (2019) Individual tree crown delineation and tree species classification with hyperspectral and LiDAR data. *PeerJ* 6:e6227. <https://doi.org/10.7717/peerj.6227>
- de Beurs KM, Henebry GM (2010) Spatio-Temporal Statistical Methods for Modelling Land Surface Phenology. En: Hudson I, Keatley M (eds) *Phenological Research*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 177-208
- De Miguel JM, Acosta-Gallo B, Gómez-Sal A (2013) Understanding Mediterranean pasture dynamics: general tree cover vs. specific effects of individual trees. *Rangel Ecol Manag* 66:216–223
- del Pozo A, Brunel-Saldias N, Engler A, et al (2019) Climate Change Impacts and Adaptation Strategies of Agriculture in Mediterranean-Climatic Regions (MCRs). *Sustainability* 11:2769. <https://doi.org/10.3390/su11102769>
- Delgado-Baquerizo M, Maestre FT, Gallardo A, et al (2013) Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature* 502:672-676. <https://doi.org/10.1038/nature12670>

- den Herder M, Moreno G, Mosquera-Losada RM, et al (2017) Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agric Ecosyst Environ* 241:121-132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>
- Díaz M, Pulido FJ (2009) Dehesas perennifolias de *Quercus* spp. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
- Drăguț L, Tiede D, Levick SR (2010) ESP: A tool to estimate scale parameter for multiresolution image segmentation of remotely sensed data. *Int J Geogr Inf Sci* 24:859-871. <https://doi.org/10.1080/13658810903174803>
- Du Y, Wang J, Liu Z, et al (2019) Evaluation on Spaceborne Multispectral Images , Airborne Hyperspectral , and LiDAR Data for Extracting Spatial Distribution and Estimating Aboveground Biomass of Wetland Vegetation Suaeda salsa. *IEEE J Sel Top Appl Earth Obs Remote Sens* 12:200-209. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2018.2886046>
- Duncan JMA, Dash J, Atkinson PM (2015) The potential of satellite-observed crop phenology to enhance yield gap assessments in smallholder landscapes. *Front Environ Sci* 3:1-16. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00056>
- Durá E, Mendiguren G, Pacheco J, et al (2013) Validación De Productos Modis Relacionados Con La Estimación De Flujos De Carbono En Un Ecosistema De Dehesa. *GeoFocus (Artículos)* 13-1:291-310
- Efron B, Tibshirani R (1986) Bootstrap Methods for Standard Errors, Confidence Intervals, and Other Measures of Statistical Accuracy. *Stat Sci* 1:57-75. <https://doi.org/10.1214/ss/1177013817>

- El-Madany TS, Carrara A, Martín MP, et al (2020) Drought and heatwave impacts on semi-arid ecosystems' carbon fluxes along a precipitation gradient. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 375:20190519. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0519>
- Ellis EA, Mathews AJ (2019) Object-based delineation of urban tree canopy: assessing change in Oklahoma City, 2006–2013. *Comput Environ Urban Syst* 73:85-94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2018.08.006>
- Escribano M, Gaspar P, Pulido F, et al (2005) Análisis económico de las explotaciones extremeñas de dehesa a través de indicadores de capital, costes, producciones y rentabilidad.
- Escudero A (1992) Intervención del arbolado en los ciclos de los nutrientes. En: Junta de Castilla y León (ed) *El libro de las dehesas salmantinas*. pp 241-260
- EU-LUPA (2014) *European Land Use Patterns*. ESPON & TECNALIA Research & Innovation
- European Commission (2014) *The EU Strategy on Adaptation to Climate Change*
- European Commission (2013) *A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector*
- FEGA (2018) *Manual para el cumplimiento de la condicionalidad Pastos permanentes con cobertura arbórea y arbustiva*
- Ferrer C, Miguel AS, Olea L (2001) Nomenclátor Básico De Pastos En España. *Pastos* 31:7-44. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Fisher J, Mustard J, Vadeboncoeur M (2006) Green leaf phenology at Landsat resolution: Scaling from the field to the satellite. *Remote Sens Environ* 100:265-279. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.022>

- Fisher JI, Mustard JF (2007) Cross-scalar satellite phenology from ground, Landsat, and MODIS data. *Remote Sens Environ* 109:261-273. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.004>
- Fragoso-Campón L, Quirós E, Mora J, et al (2019) Overstory-understory land cover mapping at the watershed scale: accuracy enhancement by multitemporal remote sensing analysis and LiDAR. *Environ Sci Pollut Res* 1-14. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04520-8>
- Gallardo A (2003) Effect of tree canopy on the spatial distribution of soil nutrients in a Mediterranean dehesa. *Pedobiologia (Jena)* 47:117–125
- Gallardo A, Rodríguez-Saucedo JJ, Covelo F, Fernández-Alés R (2000) Soil nitrogen heterogeneity in a dehesa ecosystem. *Plant Soil* 222:71–82
- Gao F, Morisette JT, Wolfe RE, et al (2008) An Algorithm to Produce Temporally and Spatially Continuous MODIS-LAI Time Series. *IEEE Geosci Remote Sens Lett* 5:60-64. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2007.907971>
- Gatziolis D (2010) Comparison of lidar-and photointerpretation-based estimates of canopy cover. En: Gen. Tech. Rep. (ed) Proc. Monit. Across Borders: Joint Meeting Forest Inventory Anal. Symp. Southern Mensurationists. Asheville, NC, USA, pp 231-235
- Gea-Izquierdo G (2008) Modelos silvopascícolas en sistemas adhesados del oeste de la península ibérica. Universidad Politécnica de Madrid
- Gea-Izquierdo G, Allen-Díaz B, San Miguel A, Cañellas I (2010) How do trees affect spatio-temporal heterogeneity of nutrient cycling in Mediterranean annual grasslands? *Ann For Sci* 67:112–122. <https://doi.org/10.1051/forest/2009091>

- Gea-Izquierdo G, Allen-Díaz B, San Miguel A, Cañellas I (2009a) How do trees affect spatio-temporal heterogeneity of nutrient cycling in mediterranean annual grasslands? Comment les arbres affectent-ils l'hétérogénéité spatio-temporelle du cycle des nutriments dans une prairie méditerranéenne annuelle? *Ann For Sci* 67:112-112. <https://doi.org/10.1051/forest/2009091>
- Gea-Izquierdo G, Cañellas I, Montero G (2008) Site index in agroforestry systems: Age-dependent and age-independent dynamic diameter growth models for *Quercus ilex* in Iberian open oak woodlands. *Can J For Res* 38:101-113. <https://doi.org/10.1139/X07-142>
- Gea-Izquierdo G, Montero G, Cañellas I (2009b) Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree-grass interactions. *Agrofor Syst* 76:375-387. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9211-4>
- Geerling GW, Labrador-Garcia M, Clevers JGPW, et al (2007) Classification of floodplain vegetation by data fusion of spectral (CASI) and LiDAR data. *Int J Remote Sens* 28:4263-4284. <https://doi.org/10.1080/01431160701241720>
- Gerard FF, George CT, Hayman G, et al (2020) Leaf phenology amplitude derived from MODIS NDVI and EVI: Maps of leaf phenology synchrony for Meso- and South America. *Geosci Data J* 7:13-26. <https://doi.org/10.1002/gdj3.87>
- Gerber F, De Jong R, Schaepman ME, et al (2018) Predicting Missing Values in Spatio-Temporal Remote Sensing Data. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* 56:2841-2853. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2017.2785240>

-
- Godinho S, Guiomar N, Gil A (2017) Estimating tree canopy cover percentage in a mediterranean silvopastoral systems using Sentinel-2A imagery and the stochastic gradient boosting algorithm. *Int J Remote Sens* 39:4640-4662. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1399480>
- Godinho S, Santos AP, Sá-Sousa P (2011) Montado management effects on the abundance and conservation of reptiles in Alentejo, Southern Portugal. *Agrofor Syst* 82:197-207. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9346-3>
- Gómez-Giráldez PJ, Pérez-Palazón MJ, Polo MJ, González-Dugo MP (2020) Monitoring Grass Phenology and Hydrological Dynamics of an Oak–Grass Savanna Ecosystem Using Sentinel-2 and Terrestrial Photography. *Remote Sens* 12:600. <https://doi.org/10.3390/rs12040600>
- González-Ferreiro E, Diéguez-Aranda U, Miranda D (2012) Estimation of stand variables in *Pinus radiata* D. Don plantations using different LiDAR pulse densities. *Forestry* 85:281-292. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps002>
- Griffiths P, Nendel C, Hostert P (2019) Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping. *Remote Sens Environ* 220:135-151. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.031>
- Gschwantner T, Schadauer K, Vidal C, et al (2009) Common Tree Definitions for National Forest Inventories in Europe. *Silva Fenn* 43:303-321
- Hellesen T, Matikainen L (2013) An object-based approach for mapping shrub and tree cover on grassland habitats by use of LiDAR and CIR orthoimages. *Remote Sens* 5:558-583. <https://doi.org/10.3390/rs5020558>
- Helman D (2018) Land surface phenology: What do we really ‘see’ from space? *Sci Total Environ* 618:665-673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.237>

- Herguido E, Lavado Contador JF, Gómez Gutiérrez Á, Schnabel S (2017a) Modeling Tree Loss Versus Tree Recruitment Processes in SW Iberian Rangelands as Influenced by Topography and Land use and Management. *L Degrad Dev* 28:1652-1664. <https://doi.org/10.1002/ldr.2697>
- Herguido E, Lavado Contador JF, Pulido M, Schnabel S (2017b) Spatial patterns of lost and remaining trees in the Iberian wooded rangelands. *Appl Geogr* 87:170-183. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.011>
- Høgaas F, Sveian H (2015) The Younger Dryas Main Line on Leka , Norway , as determined from a high resolution digital elevation model derived from airborne LiDAR data. *Geomorphology* 231:63-71. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.12.002>
- Holmgren J, Nilsson M, Olsson H (2003) Simulating the effects of lidar scanning angle for estimation of mean tree height and canopy closure. *Can J Remote Sens* 29:623-632. <https://doi.org/10.5589/m03-030>
- Houborg R, McCabe M (2018) Daily Retrieval of NDVI and LAI at 3 m Resolution via the Fusion of CubeSat, Landsat, and MODIS Data. *Remote Sens* 10:890. <https://doi.org/10.3390/rs10060890>
- Howlett DS, Moreno G, Mosquera Losada MR, et al (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://doi.org/10.1039/c1em10059a>
- Huete A (1988) A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens Environ* 25:295-309

- IPCC (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. Geneva
- Jakubowski MK, Li W, Guo Q, Kelly M (2013) Delineating individual trees from lidar data: A comparison of vector- and raster-based segmentation approaches. *Remote Sens* 5:4163-4186. <https://doi.org/10.3390/rs5094163>
- Joffre R, Leiva Morales M, Rambal S, Fernández Alés R (1987) Dynamique racinaire et extraction de l'eau du sol par des graminées pérennes et annuelles méditerranéennes. *Acta oecologica Oecologia Plant* 8:181–194
- José S, Gisllespie AR, Pallardy SG (2004) Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agrofor Syst* 61:237–255
- Kandasamy S, Baret F, Verger A, et al (2013) A comparison of methods for smoothing and gap filling time series of remote sensing observations – application to MODIS LAI products. *Biogeosciences* 10:4055-4071. <https://doi.org/10.5194/bg-10-4055-2013>
- Ke Y, Quackenbush LJ (2011) A review of methods for automatic individual tree-crown detection and delineation from passive remote sensing. *Int J Remote Sens* 32:4725-4747. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.494184>
- Kempeneers P, Deronde B, Provoost S, Houthuys R (2009a) Synergy of Airborne Digital Camera and Lidar Data to Map Coastal Dune Vegetation. *J Coast Res* 10053:73-82. <https://doi.org/10.2112/SI53-009.1>
- Kempeneers P, Deronde B, Provoost S, Houthuys R (2009b) Synergy of Airborne Digital Camera and Lidar Data to Map Coastal Dune Vegetation. *J Coast Res* 10053:73-82. <https://doi.org/10.2112/si53-009.1>

- Korhonen L, Korpela I, Heiskanen J, Maltamo M (2011) Airborne discrete-return LIDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. *Remote Sens Environ* 115:1065-1080. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.011>
- Kurmar BM, Nair PKR (eds) (2011) Carbon sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges. Springer Science & Business Media., Dordrecht
- Lal R (2004) Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* (80-) 304:1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lavado JF, Jariego A, Schnabel A, Gómez A (2012) Análisis de la evolución histórica del arbolado de la dehesa mediante fotointerpretación y análisis OBIA. En: *Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto de Cambio Global. XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica.* pp 107-115
- Lionello P, Scarascia L (2018) The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Reg Environ Chang* 18:1481-1493. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1290-1>
- Liu Q, Fu L, Wang G, et al (2019) Improving Estimation of Forest Canopy Cover by Introducing Loss Ratio of Laser Pulses Using Airborne LiDAR. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* 1-19. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2019.2938017>
- Liu Y, Hill MJ, Zhang X, et al (2017) Using data from Landsat, MODIS, VIIRS and PhenoCams to monitor the phenology of California oak/grass savanna and open grassland across spatial scales. *Agric For Meteorol* 237-238:311-325. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.026>

- Liu Y, Wu C, Peng D, et al (2016) Improved modeling of land surface phenology using MODIS land surface reflectance and temperature at evergreen needleleaf forests of central North America. *Remote Sens Environ* 176:152-162. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.021>
- Llorens L, Peñuelas J, Filella I (2003) Diurnal and seasonal variations in the photosynthetic performance and water relations of two co-occurring Mediterranean shrubs, *Erica multiflora* and *Globularia alypum*. *Physiol Plant* 118:84-95. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2003.00101.x>
- López-Carrasco C, Gómez SR (2009) Efecto de la disposición espacial del arbolado sobre los pastos herbáceos en una dehesa toledana: producción de materia seca. En: *La Multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos., pp 565-571
- Lu L, Kuenzer C, Wang C, et al (2015) Evaluation of Three MODIS-Derived Vegetation Index Time Series for Dryland Vegetation Dynamics Monitoring. *Remote Sens* 7:7597-7614. <https://doi.org/10.3390/rs70607597>
- Luo Y, El-Madany TS, Filippa G, et al (2018) Using Near-Infrared-Enabled Digital Repeat Photography to Track Structural and Physiological Phenology in Mediterranean Tree–Grass Ecosystems. *Remote Sens* 10:1293. <https://doi.org/10.3390/rs10081293>
- Ma Q, Su Y, Guo Q (2017) Comparison of Canopy Cover Estimations from Airborne LiDAR, Aerial Imagery, and Satellite Imagery. *IEEE J Sel Top Appl Earth Obs Remote Sens* 10:4225-4236. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2711482>
- MAGRAMA (2013) Mapa Forestal de España. Escala 1:50.000. Copenhagen

- Manevski K, Manakos I, Petropoulos GP, Kalaitzidis C (2011) Discrimination of common Mediterranean plant species using field spectroradiometry. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 13:922-933. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.07.001>
- Mangiafico S (2020) rcompanion: Functions to support extension education program evaluation.
- MAPAMA (2015) Avance del Anuario de Estadística Forestal 2014-2015
- Marañón T, Pugnaire FI, Callaway RM (2009) Mediterranean-climate oak savannas: The interplay between abiotic environment and species interactions. *Web Ecol* 9:30-43. <https://doi.org/10.5194/we-9-30-2009>
- Marrs J, Ni-Meister W (2019) Machine Learning Techniques for Tree Species Classification Using Co-Registered LiDAR and Hyperspectral Data. *Remote Sens* 11:819. <https://doi.org/10.3390/rs11070819>
- Martín MP, Pacheco-Labrador J, González-Cascón R, et al (2020) Estimación de variables esenciales de la vegetación en un ecosistema de dehesa utilizando factores de reflectividad simulados estacionalmente. *Rev Teledetección* 31. <https://doi.org/10.4995/raet.2020.13394>
- Maschler J, Atzberger C, Immitzer M (2018) Individual Tree Crown Segmentation and Classification of 13 Tree Species Using Airborne Hyperspectral Data. *Remote Sens* 10:1218. <https://doi.org/10.3390/rs10081218>
- McClaran MP, Bartolome J. . (1989) Effects of *Quercus douglasii* (Fagaceae) on herbaceous understory along a rainfall gradient. *Madroño* 36:141–153
- Merzlyak MN, Gitelson AA, Chivkunova OB, Rakitin VY (1999) Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiol Plant* 106:135-141. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x>

- Misra G, Buras A, Heurich M, et al (2018) LiDAR derived topography and forest stand characteristics largely explain the spatial variability observed in MODIS land surface phenology. *Remote Sens Environ* 218:231-244. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.027>
- Misra G, Buras A, Menzel A (2016) Effects of different methods on the comparison between Land Surface and Ground Phenology - A methodological case study from South-Western Germany. *Remote Sens* 8:. <https://doi.org/10.3390/rs8090753>
- Misra G, Cawkwell F, Wingler A (2020) Status of Phenological Research Using Sentinel-2 Data: A Review. *Remote Sens* 12:2760. <https://doi.org/10.3390/rs12172760>
- Montagnini F, Nair PKR (2004) Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agrofor Syst* 61:281-295. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>
- Montoya JM, Meson ML (1982) Intensidad y efectos de la influencia del arbolado de las dehesas sobre la fenología y la composición específica del sotobosque. *An del INIA Ser For*
- Moreno G (2008) Response of understorey forage to multiple tree effects in Iberian dehesas. *Agric Ecosyst Environ* 123:239-244
- Moreno G, Bartolome J. ., Gea-Izquierdo G, Cañellas I (2013a) Overstory–Understory Relationships. En: Campos P, Huntsinger L, Oviedo JL, et al. (eds) *Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes Dehesas of Spain and Ranchlands of California*. Springer Science & Business Media., Dordrecht, pp 145-179

- Moreno G, Bartolome JW, Gea-Izquierdo G, Cañellas I (2013b) Overstory-Understory Relationships. En: Campos P, Huntsinger L, Oviedo JL, et al. (eds) Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes. Dehesas of Spain and Ranchlands of California. Springer, Dordrecht, pp 145-181
- Moreno G, Obrador JJ, García A (2007a) Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agric Ecosyst Environ* 119:270-280. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.013>
- Moreno G, Obrador JJ, García A (2007b) Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agric Ecosyst Environ* 119:270-280. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.013>
- Moreno G, Pulido FJ (2009) The Functioning, Management and Persistence of Dehesas. En: Rigüero-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, McAdam J (eds) Agroforestry Systems in Europe. Current Status and Future prospects. Springer Science & Business Media., pp 127-161
- Morillo J, Espejo AM (2008) Determinación de la superficie ocupada por las áreas adehesadas en Extremadura. En: Caja de Ahorros de Badajoz (ed) La agricultura y la ganadería extremeñas. Edelibros, s.l.u., Badajoz, pp 261-276
- Moritz S, Bartz-Beielstein T (2017) imputeTS: Time series missing value imputation in R. *R J* 9:207-218. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-009>
- Morris KA, Nair RKF, Moreno G, et al (2019) Fate of N additions in a multiple resource-limited Mediterranean oak savanna. *Ecosphere* 10:. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2921>
- Mosquera-Losada MR, Moreno G, Pardini A, et al (2012) Agroforestry - The Future of Global Land Use. Springer Netherlands, Dordrecht

- Mosquera-Losada MR, Moreno G, Santiago-Freijanes JJ, et al (2015) Sistemas agroforestales y PAC. *Ambienta* 112:110–124
- Olea L, San Miguel-Ayanz, A (2006) The Spanish dehesa, a traditional Mediterranean silvopastoral system. Badajoz (Spain)
- Olofsson P, Foody GM, Herold M, et al (2014) Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sens Environ* 148:42-57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Olsen JL, Mieke S, Ceccato P, Fensholt R (2015) Does EO NDVI seasonal metrics capture variations in species composition and biomass due to grazing in semi-arid grassland savannas? *Biogeosciences* 12:4407-4419. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4407-2015>
- Ormeño-Villajos S (2006) Teledeteccion fundamental
- Pacheco-Labrador J, El-Madany TS, van der Tol C, et al (2021) senSCOPE: Modeling mixed canopies combining green and brown senesced leaves. Evaluation in a Mediterranean Grassland. *Remote Sens Environ* 257:112352. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112352>
- Peco B, Espigares T, Levassor C (1998) Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Appl Veg Sci* 1:21-28. <https://doi.org/10.2307/1479082>
- Peñuelas J, Poulter B, Sardans J, et al (2013) Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nat Commun* 4:2934. <https://doi.org/10.1038/ncomms3934>

- Perez-Priego O, El-Madany TS, Migliavaca M, et al (2017) Evaluation of eddy covariance latent heat fluxes with independent lysimeter and sapflow estimates in a Mediterranean savannah ecosystem. *Agric For Meteorol* 236:87-99. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.009>
- Pinto-Correia T, Barroso F, Surová D, Menezes H (2011) The fuzziness of Montado landscapes: progress in assessing user preferences through photo-based surveys. *Agrofor Syst* 82:209-224. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9347-2>
- Poenaru V, Badea A, Dana Negula I, Moise C (2017) Monitoring Vegetation Phenology in the Braila Plain Using Sentinel 2 Data. *Sci Pap E-I Reclam Earth Obs Surv Environ Eng* 6:175-180
- Presidente de la Comunidad Autónoma de Extremadura E (1986) Ley 1/1986, de 2 de mayo, sobre la Dehesa en Extremadura
- Puerto A (1992) Síntesis ecológica de los productores primarios. En: Gutiérrez JM (ed) *El libro de las dehesas salmantinas*. Junta de Castilla-León, Salamanca, pp 583-632
- Puerto A, Rico M, Matías MD, García JA (1990) Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *J Veg Sci* 1:445-452
- Pueyo Y, Alados CL, Ferrer-Benimeli C (2006) Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effects of livestock grazing on a Mediterranean arid ecosystem? *J Arid Environ* 64:698-712. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.016>
- Pulido F, Picardo A (2010) *Libro Verde de la Dehesa*

- Pulido FJFJ, Díaz M, Hidalgo De Trucios SJSJ (2001) Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: Effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *For Ecol Manage* 146:1-13. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00443-6)
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing
- Ray DK, Ramankutty N, Mueller ND, et al (2012) Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nat Commun* 3:
- Reinermann S, Asam S, Kuenzer C (2020) Remote Sensing of Grassland Production and Management—A Review. *Remote Sens* 12:1949. <https://doi.org/10.3390/rs12121949>
- Ren S, Chen X, An S (2016) Assessing plant senescence reflectance index-retrieved vegetation phenology and its spatiotemporal response to climate change in the Inner Mongolian Grassland. *Int J Biometeorol*. <https://doi.org/10.1007/s00484-016-1236-6>
- Richardson AD, Anderson RS, Arain MA, et al (2012) Terrestrial biosphere models need better representation of vegetation phenology: Results from the North American Carbon Program Site Synthesis. *Glob Chang Biol* 18:566-584. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02562.x>
- Richardson AD, Hollinger DY, Dail DB, et al (2009) Influence of spring phenology on seasonal and annual carbon balance in two contrasting New England forests. *Tree Physiol* 29:321-331. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpn040>

- Rivest D, Paquette A, Moreno G, Messier C (2013) A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. *Agric Ecosyst Environ* 165:74-79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.010>
- Roerink GJ, Menenti M, Verhoef W (2000) Reconstructing cloudfree NDVI composites using Fourier analysis of time series. *Int J Remote Sens* 21:1911-1917. <https://doi.org/10.1080/014311600209814>
- Rolo V, Moreno G, Lólez-Díaz ML (2012) Shrubs affect soil nutrients availability with contrasting consequences for pasture understory and tree overstory production and nutrient status in Mediterranean grazed open woodlands. 89-102. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9502-4>
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering WD (1974) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. En: Fraden SC, E.P.Marcanti, E.P.Becker MA (eds) Third ERTS-1 Symposium, 10-14 Dec. 1973 NASA SP-351. NASA, Washington D.C, pp 309–317
- Ruiz-Peinado R, Moreno G, Juarez E, et al (2013) The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas. *J Arid Environ* 91:22-30. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.11.002>
- Ruiz J, Beaufoy G (2015) Informe sobre la elegibilidad para pagos directos de la PAC de los pastos leñosos españoles. Justificación y conclusiones. 1-14
- Sardans J, Peñuelas J (2013) Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: Impacts of climatic change. *Plant Soil* 365:1-33. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1591-6>

- Schnabel S, Trenado R, Lavado JF (2000) La dehesa. Estado actual de la cuestión. *Clío Hist Hist Teach* 17:3
- Schneider FD, Morsdorf F, Schmid B, et al (2017) Mapping functional diversity from remotely sensed morphological and physiological forest traits. *Nat Commun* 8:. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01530-3>
- SECF (2005) *Diccionario Forestal*. Mundi-Prensa, Madrid
- Shang R, Liu R, Xu M, et al (2018) Determining the Start of the Growing Season from MODIS Data in the Indian Monsoon Region: Identifying Available Data in the Rainy Season and Modeling the Varied Vegetation Growth Trajectories. *Remote Sens* 10:122. <https://doi.org/10.3390/rs10010122>
- Swarbreck SM, Sudderth EA, St.clair SB, et al (2011) Linking leaf transcript levels to whole plant analyses provides mechanistic insights to the impact of warming and altered water availability in an annual grass. *Glob Chang Biol* 17:1577-1594. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02359.x>
- Tuel A, Eltahir EAB (2020) Why Is the Mediterranean a Climate Change Hot Spot? *J Clim* 33:5829-5843. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0910.1>
- Valbuena R, Mauro F, José F, Antonio J (2011) Remote Sensing of Environment Comparing airborne laser scanning-imagery fusion methods based on geometric accuracy in forested areas. *Remote Sens Environ* 115:1942-1954. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.017>
- Van Cleemput E, Vanierschot L, Fernández-Castilla B, et al (2018) The functional characterization of grass- and shrubland ecosystems using hyperspectral remote sensing: trends, accuracy and moderating variables. *Remote Sens Environ* 209:747-763. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.030>

- Verger A, Baret F, Weiss M, et al (2013) The CACAO method for smoothing, gap filling, and characterizing seasonal anomalies in satellite time series. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* 51:1963-1972. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2012.2228653>
- Villa P, Pinardi M, Bolpagni R, et al (2018) Assessing macrophyte seasonal dynamics using dense time series of medium resolution satellite data. *Remote Sens Environ* 216:230-244. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.048>
- Vrieling A, Meroni M, Darvishzadeh R, et al (2018) Vegetation phenology from Sentinel-2 and field cameras for a Dutch barrier island. *Remote Sens Environ* 215:517-529. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.014>
- Wan H, Bai Y, Hooper DU, et al (2015) Selective grazing and seasonal precipitation play key roles in shaping plant community structure of semi-arid grasslands. *Landsc Ecol* 30:1767-1782
- Watson CJ, Restrepo-Coupe N, Huete AR (2019) Multi-scale phenology of temperate grasslands: Improving monitoring and management with near-surface phenocams. *Front Environ Sci* 7:1-18. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00014>
- Wong W V., Tsuyuki S, Ioki K, Phua MH (2014) Accuracy assessment of global topographic data (SRTM & ASTER GDEM) in comparison with lidar for tropical montane forest. En: *Proceedings of the 35th Asian Conference on Remote Sensing*, Nay Pyi Taw, Myanmar. Asian Association on Remote Sensing, pp 27-31
- Wulder MA, White JC, Nelson RF, et al (2012) Lidar sampling for large-area forest characterization: A review. *Remote Sens Environ* 121:196-209. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.02.001>
- Xie Y, Sha Z, Yu M (2008) Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *J Plant Ecol* 1:9-23. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn005>

- Young A (1997) Agroforestry for soil management. CAB International
- Zeng L, Wardlow BD, Xiang D, et al (2020) A review of vegetation phenological metrics extraction using time-series, multispectral satellite data. *Remote Sens Environ* 237:111511. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111511>
- Zhang X, Friedl MA, Schaaf CB (2006) Global vegetation phenology from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements. *J Geophys Res Biogeosciences* 111:1-14. <https://doi.org/10.1029/2006JG000217>
- Zhang X, Friedl MA, Schaaf CB, et al (2003) Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sens Environ* 84:471-475. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00135-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00135-9)
- Zhang X, Wang J, Henebry GM, Gao F (2020) Development and evaluation of a new algorithm for detecting 30 m land surface phenology from VIIRS and HLS time series. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 161:37-51. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.01.012>
- Zheng Z, Zhu W, Zhang Y (2020) Direct and lagged effects of spring phenology on net primary productivity in the Alpine Grasslands on the Tibetan Plateau. *Remote Sens* 12:1-14. <https://doi.org/10.3390/rs12071223>
- Zhou Q, Rover J, Brown J, et al (2019) Monitoring Landscape Dynamics in Central U.S. Grasslands with Harmonized Landsat-8 and Sentinel-2 Time Series Data. *Remote Sens* 11:328. <https://doi.org/10.3390/rs11030328>
- Zhou Y (2019) Asymmetric behavior of vegetation seasonal growth and the climatic cause: Evidence from long-term NDVI dataset in Northeast China. *Remote Sens* 11:. <https://doi.org/10.3390/rs11182107>

Zomer RJ, Neufeldt H, Xu J, et al (2016) Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Sci Rep* 6:1-12. <https://doi.org/10.1038/srep29987>

