



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1951

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Análisis de la resiliencia de los encinares frente a eventos extremos de cambio climático usando datos de las parcelas del Inventario Forestal Nacional y teledetección satelital

VELASCO-RODRÍGUEZ, A. (1), BENÍTEZ HUMANES, J. (1) SALAZAR ZARZOSA, P. (1), VILLAR MONTERO, R. (1), ARENAS-CASTRO, S. (1).

(1) Área de Ecología, Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba, Campus Rabanales, s/n, 14071, Córdoba, España.

Resumen

Los bosques mediterráneos de *Quercus* (MOFs en inglés) son de gran importancia en el sur de Europa y, en concreto, en Andalucía (España), donde ocupan casi la mitad de la superficie forestal. Su productividad y salud se ha visto afectada negativamente en las últimas décadas por el cambio climático. Este estudio examina la respuesta de diferentes tipos de bosques de encina (*Quercus ilex*) en base a su densidad de arbolado (densos, intermedios y dehesas) frente a eventos de sequía extrema entre 2001 y 2023 en Andalucía. Se calcularon varios índices espectrales interanuales (EVI, NDVI, NDWI Y VHI) mediante Google Earth Engine para 1251 parcelas del Inventario Forestal Nacional. A partir de estos, se derivaron dos indicadores de resiliencia: Resistencia (Res) y Recuperación (Rec), que fueron analizados a lo largo de una serie temporal de 23 años. Los resultados muestran una posible relación entre la resistencia a la sequía y la recuperación, así como distintas estrategias a lo largo del gradiente climático dentro del área de estudio. El presente trabajo destaca la vulnerabilidad de los MOFs frente a sequías en lo que va de siglo en Andalucía, y enfatiza la necesidad de profundizar en el conocimiento de su resiliencia frente a sequías a más largo plazo.

Palabras clave

Quercus ilex, sequía, recuperación, teledetección, índices espectrales.

1. Introducción

Los bosques son uno de los sistemas naturales más importantes globalmente debido a la gran cantidad de recursos y servicios que aportan. Albergan, además, un 80% de la biodiversidad terrestre global dentro del 31% de superficie terrestre que ocupan (FAO, 2020). En España, la superficie forestal ocupa más del 55% del territorio (28 millones de ha aproximadamente). Andalucía (sur de España) presenta una ocupación de 1.2 millones de ha (14% del territorio andaluz). Por ende, su mantenimiento y preservación son de interés prioritario para evitar una pérdida de funciones y servicios ecosistémicos irremplazables. Son muchas, y de diversa procedencia (biótica, abiótica, antropogénica), las presiones ejercidas sobre los sistemas forestales que dificultan su conservación (RANDHIR, T. AND EROL, A. 2013). Además, ciertas características de los propios sistemas forestales pueden ser clave a la hora de su recuperación tras cualquier efecto adverso (LUO ET AL. 2022).

El sur de la Península Ibérica, como es el caso, es una de las zonas con peor pronóstico en la mayoría de estudios de cambio climático planteados, donde las condiciones de aridez y sequía irán aumentando con el paso del tiempo (MORENO ET AL. 2022). Por lo tanto, es necesario que surjan nuevas metodologías que hagan frente a esta problemática brindando soluciones a partir de datos que tengamos a



nuestra disposición en estas zonas. Los datos de teledetección satelital son una alternativa robusta para monitorear las masas forestales a partir de eventos de cambio climático, gracias a su gran resolución temporal, permitiendo un análisis retrospectivo de las respuestas a la sequía (BURAS ET AL. 2021). Entre otros, los índices espectrales de vegetación informan sobre el estado de la vegetación pre, post y durante un evento de cambio climático extremo (ALCARAZ-SEGURA ET AL. 2008). A partir del cambio de estos índices en el tiempo, se pueden llevar a cabo análisis de la capacidad o vulnerabilidad de distintas masas forestales frente a eventos extremos.

Por otro lado, el tipo de especie y la estructura del bosque son factores clave que afectan al grado y la velocidad de recuperación de las masas forestales. En Andalucía, destacan los bosques mediterráneos del género *Quercus* (encina, alcornoque, quejigo y roble melojo). En concreto, Entre las especies del género *Quercus*, la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) es la más abundante en Andalucía y la Península Ibérica. Los encinares son fundamentales por sus funciones ecosistémicas y servicios (MARAÑÓN ET AL., 2012; KIM ET AL., 2017). Esto hace indispensable estudiar la relación entre los tipos de encinares y su entorno.. La estructura de estas masas forestales (forma en la que la vegetación está organizada en el espacio) viene dada principalmente por la intensidad de gestión a la que están sometidas (FRANKLIN ET AL. 2002; RENDÓN-PÉREZ ET AL. 2021), siendo las dehesas los ecosistemas con un grado de gestión más elevado - entendiéndose la gestión como las distintas técnicas de producción y/o conservación (HERNÁNDEZ-SILVA ET AL. 2018) -. Así, los bosques sin gestión son los que se refieren a aquellos que carecen de cualquier tipo de gestión y permiten su desarrollo natural (FAO 2003). El grado de intervención humana en los bosques influye además en la capacidad de resiliencia frente a eventos producidos por el cambio climático. De forma simplificada, se clasifican en tres tipos según su gestión: dehesa (DEH), intermedio (INT) y denso (DEN) (ver más abajo)

En definitiva, existe una necesidad de examinar y analizar la capacidad de resiliencia de los ecosistemas forestales en Andalucía. Por lo tanto, en el presente trabajo proponemos la creación de indicadores desarrollados a partir de índices espectrales como herramienta prometedora de alerta temprana para llevar a cabo análisis de distintas masas forestales a partir de un periodo de sequía extrema.

2. Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es conocer la respuesta y resiliencia de los bosques mediterráneos de encina (MOFs) a un evento de cambio climático extremo, desde un punto de vista estructural y de gestión. Para intentar alcanzar este objetivo principal propuesto, se proponen además los siguientes objetivos específicos:

- 1) Analizar la respuesta de distintos índices espectrales (NDVI, EVI, NDWI y VHI) a partir de años secos.
- 2) Construir indicadores de recuperación y resiliencia de cada tipo de bosque a los eventos de sequía.

3. Metodología

- Área de estudio

El estudio se centra en Andalucía, una región del sur de España con 87,609 km² de extensión. Influenciada por los climas atlántico y, principalmente, mediterráneo la



región presenta un marcado gradiente de precipitación y sequía, que aumenta este último de este a oeste. Esto genera una amplia diversidad de coberturas vegetales, con ciclos fenológicos y dinámicas variadas (CAPARRÓS-SANTIAGO Y RODRÍGUEZ-GALIANO, 2020).

La biodiversidad de Andalucía es remarcable, albergando el 60 % de las especies de flora y fauna de la Península Ibérica (HERNÁNDEZ ET AL., 2014). En cuanto al uso del suelo, destacan las áreas agrícolas de cultivos herbáceos y leñosos en las zonas bajas del Guadalquivir, depresiones montañosas y franjas costeras no urbanizadas (NARANJO RAMÍREZ, 2003). En Sierra Morena y las cordilleras Béticas predominan los bosques de quercíneas y coníferas, respectivamente (ARAQUE Y SÁNCHEZ, 2009).

- Inventario Forestal Nacional

El Inventario Forestal Nacional (IFN) establece parcelas permanentes distribuidas en una cuadrícula de 1 km² en todo el territorio forestal de España (ALBERDI ET AL., 2016). Estas parcelas se muestrean mediante subparcelas concéntricas de 5, 10, 15 y 25 m de radio, registrándose diámetros y alturas de árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 7.5, 12.5, 22.5 y 42.5 cm, respectivamente (DURANTE ET AL., 2019). Para este estudio se emplearon datos del IFN2 (1995-1997) y del IFN3 (2006-2008), seleccionando aquellas parcelas ubicadas en Andalucía donde la especie de estudio (*Q. ilex* subsp. *ballota*) es la especie dominante, es decir, presentaba más del 85% de la biomasa de la parcela. Posteriormente se clasificaron por tipo de bosque según su densidad de arbolado. Se usó el DAP para calcular la biomasa por árbol (kg/árbol) mediante una ecuación alométrica descrita en MONTERO ET AL. (2005). La biomasa forestal (Mg x ha⁻¹) fue calculada para cada parcela como la suma de la biomasa individual de cada árbol dentro de cada subparcela (RUIZ-BENITO ET AL. 2014; HERRAIZ ET AL. 2023).

La clasificación de tipos de bosque se realizó según la densidad de arbolado de la parcela. Definiéndose como bosque de dehesa (DEH) aquellas que presentan entre >20 y <50 árboles/ha, bosque intermedio (INT) entre >150 y <350 árboles/ha, y bosque denso (DEN) con un número de árboles igual o superior a 400/ha. En total, 1180 parcelas (570 DEH, 378 INT y 272 DEN) de encina del IFN fueron seleccionadas para su estudio en toda la región de Andalucía.

- Índices de vegetación

Para calcular los índices de vegetación (IVs) en cada parcela del IFN, se utilizó una serie temporal de imágenes satelitales MODIS correspondientes al periodo 2001-2023. Este satélite fue seleccionado por su resolución temporal de 16 días y espacial de 250 m y 1 km por píxel, además de por los productos de teledetección que ya tiene derivados. Para evaluar la salud vegetal a nivel de píxel y su dinámica temporal, considerando posibles impactos de la sequía, se emplearon los índices explicados en la Tabla 1.

Tabla 1. Índices espectrales de vegetación usados y su fórmula general. IRc se corresponde con la banda del infrarrojo cercano del espectro electromagnético, Rojo con la banda roja, Verde con la verde y Azul con la azul. C1 y C2: factores de corrección atmosféricos. L: factor de corrección de la señal del suelo desnudo. VCI: índice de condición de la vegetación. TCI: índice de condición térmica. LST: temperatura superficial de la Tierra. a: peso dado para el VCI.



ÍNDICE	ACRÓNIMO	FÓRMULA
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	$\frac{(IRc - Rojo)}{(IRc + Rojo)}$
Enhanced Vegetation Index	EVI	$2.5 * \left(\frac{IRc + (CI}{\dots} \right)$
Normalized Difference Water Index	NDWI	$\frac{(Verde - IRc)}{(Verde + IRc)}$
Vegetation Health Index	VHI	$VCI = \frac{(NDVI - NDVImin)}{(NDVImax - NDVImin)}$ $TCI = \frac{(LSTmax - LST)}{(LSTmax - LSTmin)}$ $VHI = a * VCI + (1 - a) * TCI$

De los índices seleccionados para el estudio por su capacidad explicativa de las condiciones de la vegetación, el índice de la salud de la vegetación (VHI) es el único que no está previamente calculado y listo para usar con MODIS. Para el cálculo de este, primero hay que derivar otros dos índices (Tabla 1).

Para la obtención de los IVs se utilizó la plataforma computacional en la nube Google Earth Engine (GEE) (GORELICK ET AL. 2017). Tras obtener los valores medios anuales de los índices para los píxeles donde se incluye cada parcela del IFN, se calculó la tendencia de cada uno de ellos a partir de un año de sequía extrema mediante el test de Mann-Kendall (MANN 1945; KENDALL 1975).

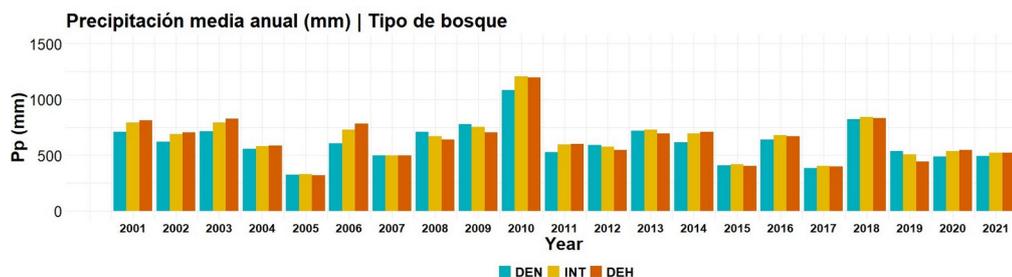


Figura 1. Precipitación anual acumulada por tipo de bosque en las parcelas del IFN de Andalucía entre 2001 y 2021.

- Indicadores de recuperación y resiliencia

Se seleccionó el año 2005 como año de referencia al ser el año con la precipitación más baja con respecto a la media (Figura 1), además de estar seguido por años más húmedos que permitirían evaluar con más eficacia los indicadores a desarrollar. Para estimar las respuestas a la sequía de los tipos de bosque, se calcularon un indicador de resiliencia (Res) y otro de recuperación (Rec) a partir de los valores medios anuales de los índices de vegetación obtenidos (PORTELA ET AL. 2023). Estimamos la resiliencia como el cociente entre los valores de los índices el año de la sequía y el valor de los índices en los años previos. Por su parte, el

indicador de recuperación se calculó como el cociente entre los valores de los índices en años posteriores y el valor en el año del evento de sequía. Las fórmulas quedan de la siguiente manera:

$$Res = \frac{IV2005}{IV2004}$$

$$Rec = \frac{IV2006,2007,2008\dots}{IV2005}$$

Siendo IV los índices de vegetación para cada año indicado.

4. Resultados

- Índices de vegetación

Hasta el momento, sólo tenemos los resultados preliminares correspondientes al NDVI, EVI y NDWI, a falta del VHI. Aun así, estos tres índices ya muestran unas tendencias bastante claras de las que se pueden derivar resultados significativos (Figura 2). Los tres índices mencionados presentan una dinámica muy similar en el tiempo dentro de un rango de valores distinto. El EVI es el que presenta una mayor dispersión con respecto a los otros dos índices. Además, se pueden observar picos negativos en varios años (2005, 2009, 2012, 2017 y 2019) que coinciden en todos los índices.

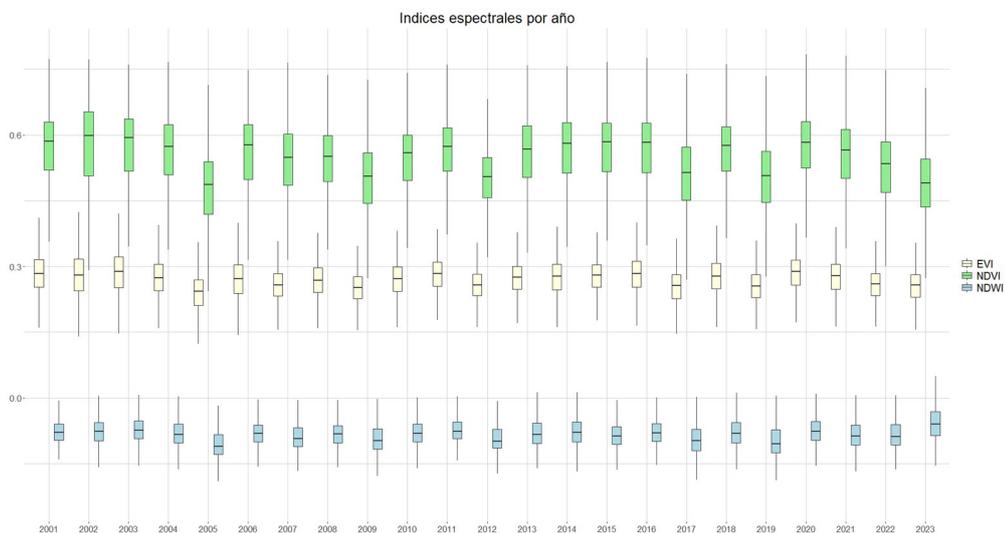


Figura 2. Análisis multitemporal de los valores de EVI, NDVI Y NDWI en el periodo de estudio. El límite inferior de las cajas representa el primer cuartil (Q1) y la parte superior de la misma el tercer cuartil (Q3) de los datos, la línea representa la mediana y los bigotes la varianza.

Haciendo una distinción entre tipos de bosque (Figura 3), observamos cómo las dinámicas también son similares, pero es posible establecer algunas diferencias. Por ejemplo, en el EVI, la DEH la presenta unos valores mayores, seguido por DEN



e INT, en ese orden. De igual manera, aunque con una diferencia menor, ocurre en el NDVI. Por su parte, el NDWI muestra los valores más elevados en el bosque denso. Todos los índices acentúan los años negativos (2005, 2009, 2012, 2017 y 2019) con anterioridad con una bajada muy pronunciada. En concreto, es la DEH la que se muestra más propensa a cambios bruscos en sus valores tanto de los índices sobre el estado de la vegetación como del NDWI.

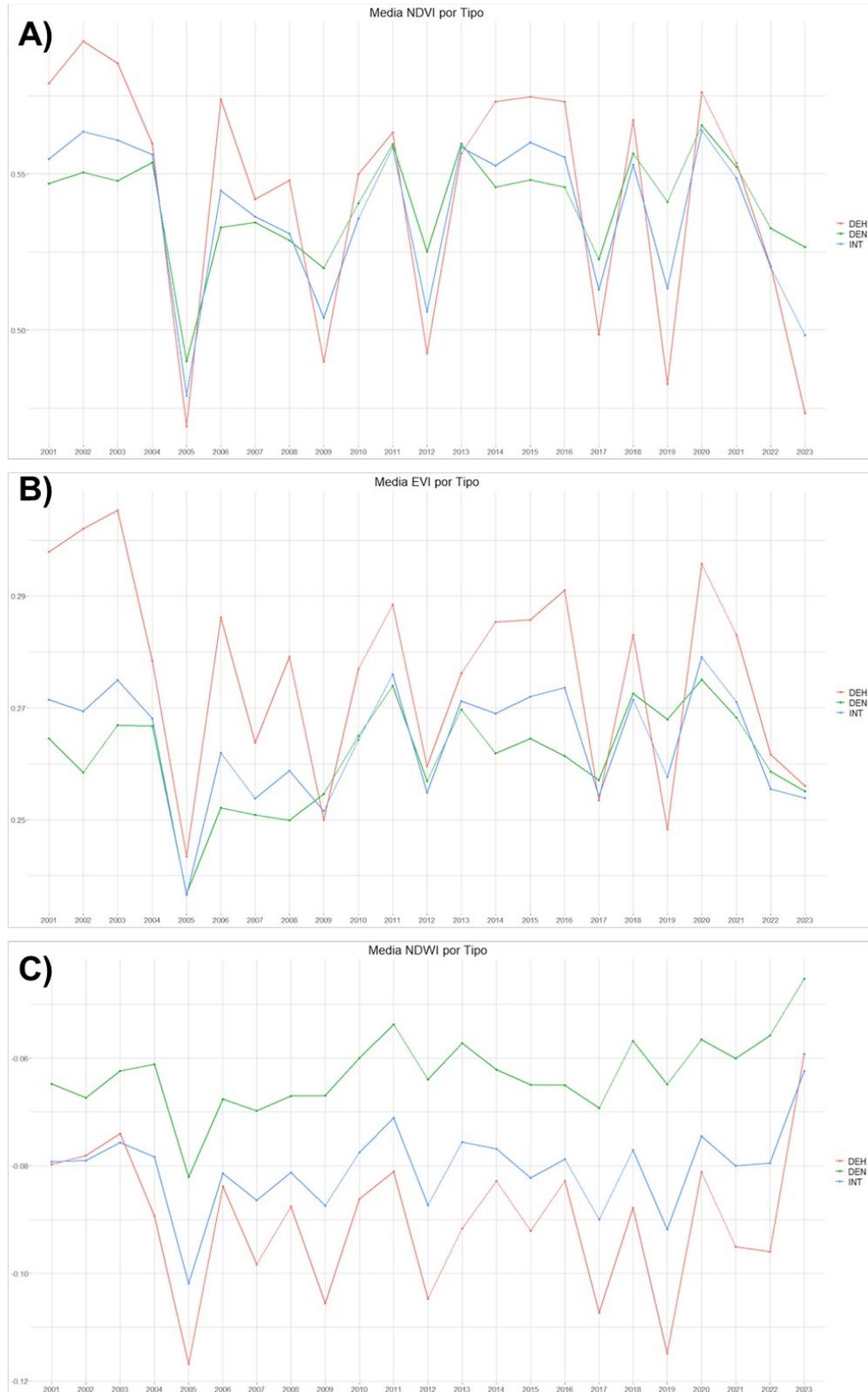


Figura 3. Análisis multitemporal de los valores medios anuales de NDVI (A), EVI (B) y NDWI (C) en el periodo de estudio por tipo de bosque.

- Indicadores de Resiliencia y Recuperación

A parte del año 2005, se seleccionaron otros años secos en base a los datos de precipitación (2011, 2015, 2017, 2019). Se calculó el indicador de Resistencia (Res)



para estos años con la finalidad de hacer una comparación (Figura 4). El patrón de los tres índices es muy similar (Figura 4), siendo la DEH la que presenta unos valores más bajos en los años donde el estado de la vegetación empeora. En el año de la sequía más acentuada (2005) se muestran unos valores más bajos en el indicador. En 2011 y 2015 tanto el bosque intermedio como el denso presentan valores prácticamente similares, mientras que en los últimos años secos (2017 y 2019) es el intermedio el que presenta un valor de resistencia superior a los demás grupos (Figura 4).

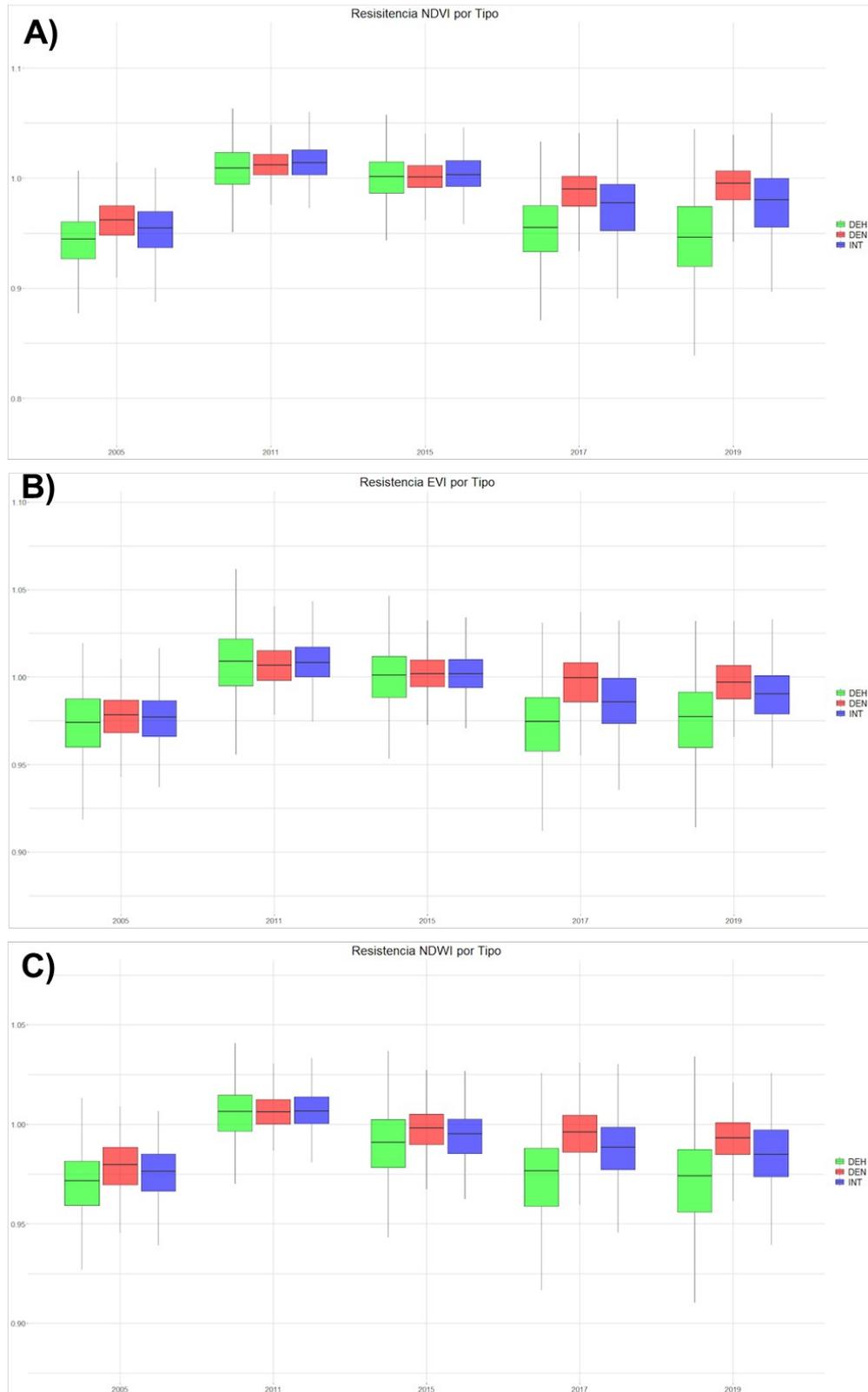


Figura 4. Valores anuales del indicador de Recuperación (Rec) por tipo de bosque en los años de sequía detectados. El límite inferior de las cajas representa el primer cuartil (Q1) y la parte superior de la misma el tercer cuartil (Q3) de los datos, la línea representa la mediana y los bigotes la varianza.



La Figura 5 muestra la representación espacial de la tendencia en cada parcela del IFN para cada tipo de bosque, permitiendo analizar los años posteriores al año de sequía seleccionado (2005). Se puede observar una recuperación generalizada de todos los tipos de bosque en base a los indicadores calculados. Sobre todo, es el NDVI el que muestra más valores positivos para las masas forestales. Cabe destacar que en el año 2009 se produce un descenso de nuevo de los valores de los indicadores, parando en seco la recuperación progresiva que se observaba en los años anteriores. De nuevo es el NDVI el que informa mejor de este retroceso en la recuperación de la vegetación, aunque en este caso también es observable en el EVI.

Comparando entre tipo de bosque, se observa que la DEH es el que mejor se recupera tras un año seco pero a la vez es la que más sufre cuando el evento adverso se vuelve a repetir. Por su parte, a medida que aumenta la densidad de arbolado (INT y después DEN), la resistencia es mayor y la afección menor.

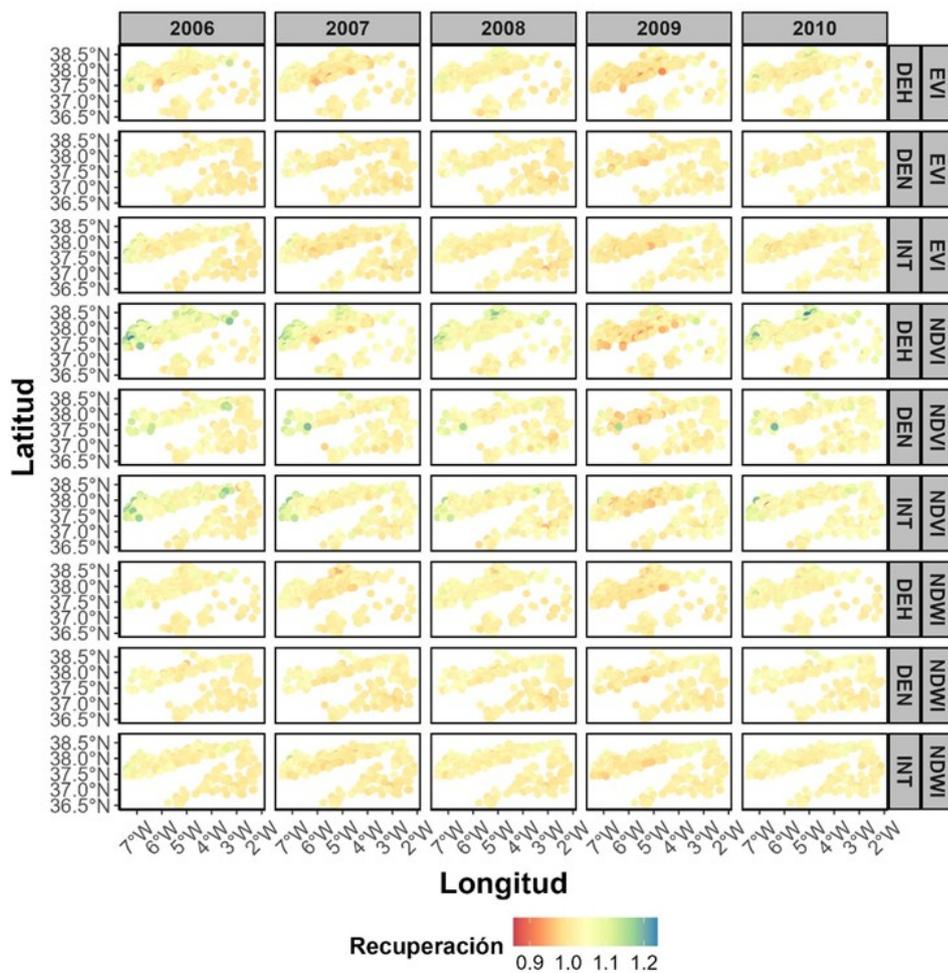
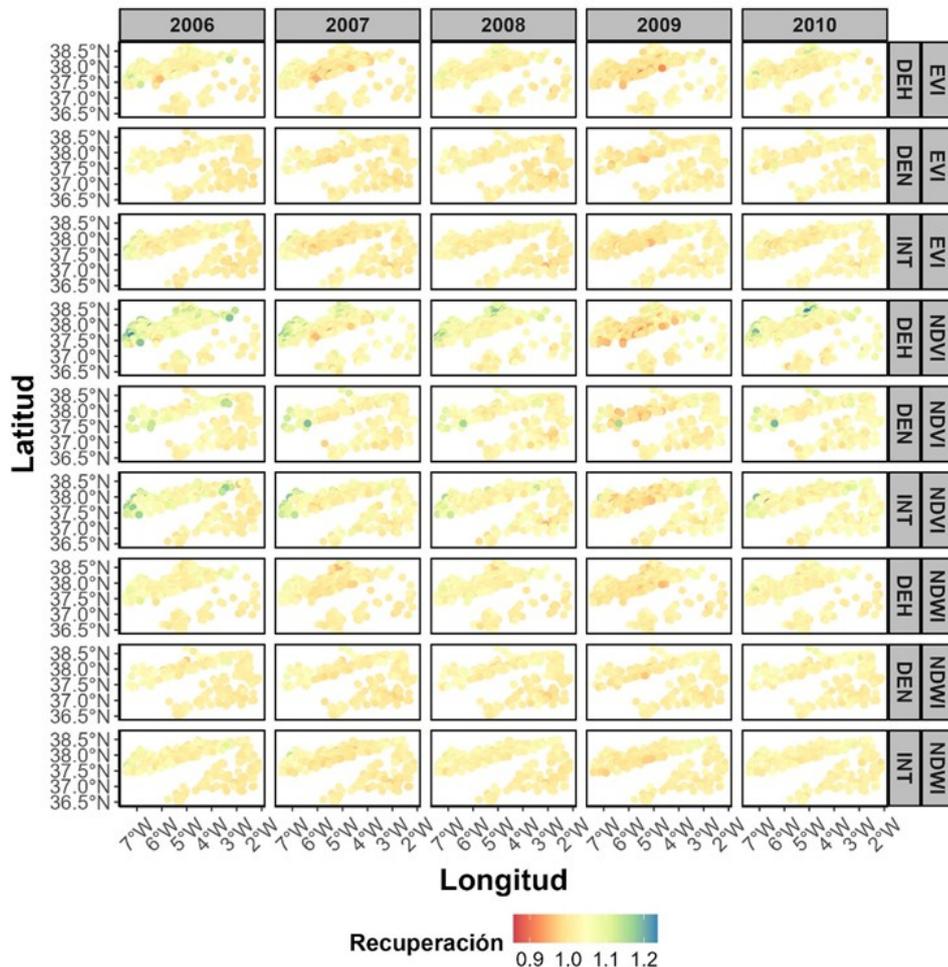


Figura 5. Representación espacial del índice de recuperación calculado para cada índice por tipo de bosque en los 5 años posteriores al periodo de sequía seleccionado (2005).

5. **Discusión**



Los resultados obtenidos del análisis de los valores de los índices espectrales a lo largo de los años (Figura 2) son representativos del comportamiento y estado de los tres tipos de bosques. El hecho de que la variabilidad interanual de los índices parece fluctuar con los eventos de sequía tanto en el año de sequía seleccionado como referencia (2005) como en otros (2011) en los cuáles habría que analizar el motivo (puede deberse a efecto retardado de la sequía, incendios forestales u otras perturbaciones), demuestra la capacidad indicadora de estos índices sobre las masas forestales de bosque mediterráneo. Según estos mismos resultados, es la dehesa la que a priori parece más sensible a los cambios, tanto positivos como negativos, mientras que los bosques densos presentan una mayor estabilidad posiblemente debido a una menor gestión que deja desarrollarse a los individuos con mayor aclimatación y resistencia a un clima cada vez más árido. Son unos resultados preliminares muy prometedores a falta de incluir el VHI, pues refuerzan el uso de índices espectrales a la hora de monitorear masas forestales. Aun así, en trabajos futuros habría que reforzar esta suposición. Una solución podría la inclusión de métricas como los valores mínimos anuales de los IVs, para eliminar el ruido de la vegetación herbácea en la señal espectral (sobre todo en la dehesa).

De igual manera, el indicador de recuperación calculado y representado a partir de estos índices espectrales de vegetación muestra patrones interesantes



dependiendo del tipo de bosque. La mayor recuperación de la dehesa en los años posteriores a la sequía de 2005 o recaída en 2009 se deben con casi total seguridad a la mayor sensibilidad frente a factores externos representada mediante los índices de vegetación. Así mismo, es el tipo de bosque que muestra un peor estado en el año 2009, reforzando el argumento de que son mucho más vulnerables que los demás tipos de bosque. El bosque denso presenta una recuperación más lenta pero más robusta en el año 2009, ejemplificando una vulnerabilidad mínima al igual que la velocidad en la tasa de recuperación.

Las tendencias monotónicas del NDVI y EVI de las parcelas del IFN por tipo de bosque muestran la importancia de utilizar series temporales para analizar la salud de las masas forestales. Si bien nuestros resultados muestran patrones claros sobre el efecto de los años de sequía para un periodo de cinco años, sería recomendable ampliar la serie temporal para explicar la existencia de puntos de cambio en una misma década, ya que las tendencias significativas encontradas no podrían sólo deberse a eventos de corto plazo como sequías, sino que podrían reflejar una evolución a largo plazo de la salud de las masas forestales debida a otros factores. En cualquier caso, se demuestra que el uso de plataformas como Google Earth Engine permite manejar series temporales de largo plazo para monitorear la salud y la productividad de este tipo de bosques.

La idea es continuar estos mismos análisis incluyendo el índice de salud de la vegetación, que podría ser también muy explicativo del estado de los ecosistemas forestales además de calcular el indicador de resiliencia para mostrar cómo les afectan los eventos de cambio climático sabiendo cómo se encontraban en los años previos.

6. Conclusiones

Con los resultados preliminares obtenidos hasta el momento las conclusiones que se pueden sacar son:

- Los índices de vegetación espectrales constituyen una herramienta útil y prometedora para indicar el estado de la vegetación y poder relacionarlo con eventos climáticos extremos conocidos.
- A falta de análisis estadísticos que lo comprueben, las gráficas muestran una relación entre los valores de los índices y la precipitación.
- El tipo de bosque según su gestión y densidad parece estar relacionado con la vulnerabilidad de estos a eventos de cambio climático, siendo las dehesas las más vulnerables
- El indicador de recuperación representa la tendencia de la vegetación tras episodios de sequía y es sensible a nuevas perturbaciones producidas en el periodo de recuperación.

7. Agradecimientos

Este estudio está financiado por el proyecto FORMEDY (TED2021-131722B-I00), financiado por el MCIN/AEVI0.13039/501100011033 y por la Unión Europea "NextGenerationEU "/PRTR. Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia - Unión Europea -NextGenerationEU. Así mismo, es parte del proyecto FOR_FUN (PID2020-115809RB-I00) del MEC (Gobierno de España) y fondos FEDER. Esta investigación también contó con el apoyo del proyecto BOSQUES (BIOD22_0003_21_PPCB) a través del "Plan Complementario de I+D+i en el área de Biodiversidad (PCBIO)" financiado por la Unión Europea en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia - NextGenerationEU y por la Junta de



Andalucía. Parte de este estudio fue llevado a cabo dentro del contexto del Trabajo Fin de Grado realizado por Juan Benítez Humanes en el Grado de Biología de la Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba (España).

8. Bibliografía

ALBERDI, I., SANDOVAL, V., CONDÉS, S., CAÑELLAS, I., VALLEJO, R. 2016. El Inventario Forestal Nacional español, una herramienta para el conocimiento, la gestión y la conservación de los ecosistemas forestales arbolados. *Ecosistemas* 25: 88-97.

ALCARAZ-SEGURA, D., BALDI, G., DURANTE, P., GARBULSKY, M.F. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 3: 108-117.

ARAQUE JIMÉNEZ, E., SÁNCHEZ MARTÍNEZ, J.D. 2009. Repoblación forestal en Andalucía. UJA Editorial. 365. Jaén.

BURAS, A., RAMMIG, A., ZANG, C.S. 2021. The European Forest Condition Monitor: Using Remotely Sensed Forest Greenness to Identify Hot Spots of Forest Decline. *Front Plant Sci* 12: .

CAPARROS-SANTIAGO, J.A., RODRÍGUEZ-GALIANO, V.F. 2020. Vegetation phenology from satellite imagery: The case of the iberian peninsula and balearic islands (2001-2017). *Revista de Teledetección* 2020: 25-36.

DURANTE, P., MARTÍN-ALCÓN, S., GIL-TENA, A., ALGEET, N., TOMÉ, J.L., RECUERO, L., PALACIOS-ORUETA, A., OYONARTE, C. 2019. Improving aboveground forest biomass maps: From high-resolution to national scale. *Remote Sens.* 11: .

FAO. 2003. STATE OF THE WORLD'S FORESTS 2003 Management, conservation and sustainable development of forests ROLE OF PLANTED TREES IN DEVELOPING COUNTRIES WITH LOW FOREST COVER: FINDINGS FROM SIX CASE STUDIES.

FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, R., LINDENMAYER, D.B. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For Ecol Manage* 155: 399-423

GORELICK, N., HANCHER, M., DIXON, M., ILYUSHCHENKO, S., THAU, D., MOORE, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens Environ* 202: 18-27.

HERNÁNDEZ, L., ALBERDI, I., CAÑELLAS, I., BARRERA, M. 2014. The forest biodiversity of Andalusia: estimation based on the Spanish NFI data analysis. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Economía y Competitividad. 34.

HERNÁNDEZ-SILVA, D.A., PULIDO, M.T., ZURIA, I., GALLINA TESSARO, S.A., SÁNCHEZ-ROJAS, G. 2018. El manejo como herramienta para la conservación y aprovechamiento de la fauna silvestre: acceso a la sustentabilidad en México. *Acta Universitaria* 28: 31-41.

HERRAIZ, A.D., SALAZAR-ZARZOSA, P.C., MESAS, F.J., ARENAS-CASTRO, S., RUÍZ-BENITO, P., VILLAR, R. 2023. Modelling aboveground biomass and productivity and the impact of climate change in Mediterranean forests of South Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 337: 109498

KENDALL, M.G. 1975. Rank Correlation Methods. 4th ed. Griffin, C. (ed.), London.



KIM, H.N., JIN, H.Y., KWAK, M.J., KHAINI, I., YOU, H.N., LEE, T.Y., AHN, T.H., WOO, S.Y. 2017. Why does *Quercus suber* species decline in Mediterranean areas? *J Asia-Pac Biodivers* 10: 337-341.

LUO, H., ZHOU, T., YU, P., YI, C., LIU, X., ZHANG, Y., ZHOU, P. 2022. The forest recovery path after drought dependence on forest type and stock volume. *Environ Res Lett* 17.

MANN, H.B. 1945. Non-Parametric Test Against Trend. *Econometrica* 13: 245-259. *Econometrica*.

MARAÑÓN, T., IBÁÑEZ, B., ANAYA-ROMERO, M., MUÑOZ-ROJAS, M., PÉREZ-RAMOS, I.M. 2012. Trees beyond the wood conference proceedings Oak trees and woodlands providing ecosystem services in Southern Spain. *Evaluación de Ecosistemas del Milenio en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

MORENO, M., BERTOLÍN, C., ORTIZ, P., ORTIZ, R. 2022. Satellite product to map drought and extreme precipitation trend in Andalusia, Spain: A novel method to assess heritage landscapes at risk. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 110.

MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., MUÑOZ, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Técnica Agraria y Alimentaria, Madrid.

NARANJO RAMÍREZ, J. 2003. El campo andaluz. *Geografía de Andalucía*, pp. 523-548. Barcelona.

PORTELA, A.P., GONÇALVES, J.F., DURANCE, I., VIEIRA, C., HONRADO, J. 2023. Riparian forest response to extreme drought is influenced by climatic context and canopy structure. *Sci Total Environ* 881: .

RANDHIR, T.O., EROL, A. 2013. Emerging Threats to Forests: Resilience and Strategies at System Scale. *Am J Plant Sci* 04: 739-748.

RENDÓN-PÉREZ, M.A., HERNÁNDEZ-DE LA ROSA, P., VELÁZQUEZ-MARTÍNEZ, A., ALCÁNTARA-CARBAJAL, J.L., REYES-HERNÁNDEZ, V.J. 2021. Composition, diversity, and structure of a managed forest in central Mexico. *Madera y Bosques* 27.

RUIZ-BENITO, P., GÓMEZ-APARICIO, L., PAQUETTE, A., MESSIER, C., KATTGE, J., ZAVALA, M.A. 2014. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography* 23: 311-322.