



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1717

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

Organiza





Análisis y evolución del grado de conectividad ecológica mediante el uso de imágenes multiespectrales Sentinel-2 en Galicia.

PECO COSTAS, C. (1), ACUÑA ALONSO, C. (1, 2), GARCÍA ONTIYUELO, M. (1) y ÁLVAREZ BERMÚDEZ, X. (1)

(1) Grupo de Investigación de Geomodelización Hidroforestal, Universidad de Vigo, Campus A Xunqueira s/n., 36005, Pontevedra, España.

(2) CINTECX, Universidade de Vigo. Grupo de Geotecnologías Aplicadas, Vigo, 36310, España

Resumen

Este estudio aborda la pérdida de conectividad ecológica entre hábitats de frondosas a través del desarrollo de una metodología que permite su monitoreo continuo, atendiendo a los requerimientos de los mamíferos forestales. Esto se ha aplicado para las ZEC Serra do Cando y Serra do Candán, pertenecientes a la Red Natura 2000 de Galicia. Se realizó una clasificación supervisada de las coberturas a partir de imágenes multiespectrales Sentinel-2 y un algoritmo Random Forest, logrando detectar los cambios de uso producidos durante el periodo 2015-2022. En base a los escenarios obtenidos, se modelizaron los potenciales corredores ecológicos para los dos años estudiados, utilizando el método de las rutas de menor coste. Se emplearon los índices de Probabilidad de Conectividad y Área Equivalente Conexa para cuantificar el grado de conectividad y comparar ambas épocas. Las clasificaciones de usos lograron precisiones superiores al 90%. Los resultados muestran un aumento de la superficie de frondosas y una matriz más permeable para las especies estudiadas. Se observó que la variable más influyente para la conectividad fue el área de los parches de hábitat. Este trabajo combina la teledetección con un método de análisis de corredores ecológicos, proporcionando información de gran utilidad en la planificación territorial.

Palabras clave

Conectividad ecológica, clasificación supervisada, rutas de menor coste, cambios de uso, hábitats de frondosas.

1. Introducción

La fragmentación de hábitats se considera uno de los mayores perjuicios para la conservación de la diversidad biológica (HADDAD et al., 2023), y está muy relacionada con los cambios de uso del suelo provocados por la urbanización, la producción de bienes y otras actividades de origen antropogénico (ROMANILLOS et al., 2024; SAID et al., 2016; SCANES, 2018). La conectividad ecológica, es un concepto fundamental dentro de la rama de la ecología del paisaje, y se define como el grado en el cual ese paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de hábitat (TAYLOR et al., 1993). El mantenimiento de un grado de conectividad ecológica adecuado se considera una estrategia eficaz para mitigar los efectos desfavorables de la fragmentación, buscando que exista una coherencia territorial en lugar de tener que gestionar grandes superficies (MARTÍNEZ ALDANI et al., 2009).

Las áreas naturales protegidas (ANP) cumplen una función trascendental en el



mantenimiento de la biodiversidad, pero esto no está garantizado si no se encuentran integrados dentro de una red coherente e interconectada (FRANKLIN, 1993; GÓMEZ-LIMÓN GARCÍA, 2000; STEWART et al., 2019). Desde este punto de vista, SAURA et al. (2017) descubrió que a nivel mundial solo el 7,5% de la superficie terrestre del mundo estaba cubierta por tierras protegidas y conectadas. Con el fin de solventar esta problemática, la planificación y las políticas europeas están siendo orientadas hacia el mantenimiento de corredores y espacios verdes, siendo los estudios de conectividad una buena herramienta para gestionar estas infraestructuras verdes (BOLLIGER & SILBERNAGEL, 2020).

Son varios los autores que han destacado la importancia de evaluar los impactos derivados de los cambios de uso, y especialmente en lo relativo a la conectividad ecológica (COSTANZA & TERANDO, 2019; MORIN et al., 2024; SAHRAOUI et al., 2017). La detección de cambios ha sido facilitada en gran medida por las técnicas de teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (TEIJIDO-MURIAS et al., 2023; ACUÑA-ALONSO et al., 2022; BORRÀS et al., 2017), que han evolucionado junto con los modelos de aprendizaje automático para producir clasificaciones más robustas y precisas (MACARRINGUE et al., 2022; TOBAR-DÍAZ et al., 2023). A esto hay que sumarle la existencia de diferentes programas de misiones espaciales que ponen a disposición de los usuarios imágenes multiespectrales descargables en portales abiertos (ESA, 2023a). Un ejemplo de esto es Sentinel-2, misión que conforman dos satélites de características prácticamente idénticas equipados con una cámara multiespectral de alta resolución con 13 bandas espectrales, que proporciona imágenes cada 5 días con resoluciones espaciales de entre 10 m y 60 m (ESA, 2023b). Estas tecnologías ofrecen la posibilidad de llevar a cabo un monitoreo continuo de las coberturas terrestres en cualquier área de estudio (PHIRI et al., 2020). Estas herramientas pueden constituir la base para la delimitación de corredores ecológicos y el cálculo de índices de disponibilidad de hábitat, sirviendo como apoyo en la redacción de instrumentos de planificación territorial (SAURA, 2010; PASCUAL HORTA y SAURA, 2008; SAN VICENTE, 2013).

2. Objetivos

En este estudio, el objetivo principal es observar la evolución en el periodo 2015-2022 y cuantificar el grado de conectividad ecológica entre fragmentos de los siguientes hábitats de interés comunitario del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE, los robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* (código 9230), los bosques aluviales con *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (91E0), y los bosques de *Castanea sativa* (9260) pertenecientes a dos espacios protegidos que forman parte de la Red Natura 2000. Se pretende integrar la teledetección a las metodologías existentes para en análisis de conectividad ecológica, incorporando una componente espacio-temporal que refleje la repercusión de los cambios de uso sobre el paisaje y la disponibilidad de hábitat. Además, se buscará extraer de los resultados obtenidos información suficiente para proponer una serie de medidas para mejorar el desplazamiento y las condiciones de las especies en la zona de estudio.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

Para definir las categorías de coberturas terrestres a clasificar, se realizó una

consulta al Mapa Forestal Español (MFE) (MITECO, 2023) para obtener una cartografía previa de la zona (Figura 1). Esto permite conocer los principales usos del suelo, así como la superficie estimada que estos ocupan. De acuerdo con los datos ofrecidos se decidió diferenciar el área de estudio en cinco categorías: matorral, frondosas, coníferas, cultivos y prados, y artificial.

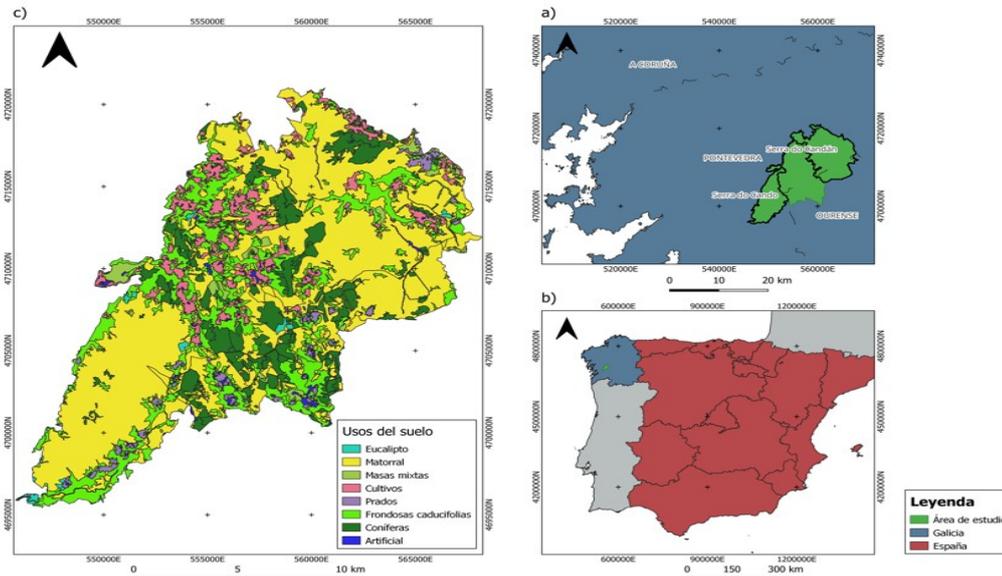


Figura 1. a) Situación de la zona de estudio; b) Situación de la zona de estudio en España; c) Mapa de usos del suelo en la zona de estudio.

3.2. Clasificación automática de las coberturas terrestres

En primer lugar se descargaron dos imágenes Sentinel-2 a través del portal de la Agencia Espacial Europea Copernicus Open Acces Hub (ESA, 2023a). Se seleccionaron las imágenes corroborando en vista previa que no presentasen acusada nubosidad afectando a la zona de estudio. Las imágenes finales fueron tomadas con fechas de 25 de julio de 2015 y 20 de agosto de 2022. La imagen de 2022 ya fue descargada en nivel de procesado 2A con valores de reflectancia en el fondo de la atmósfera (BOA), mientras que la correspondiente a 2015 fue descargada en nivel 1C con niveles de reflectancia en la parte superior de la atmósfera (TOA), lo que hace necesario someterla a un proceso de corrección atmosférica. Para proceder a esta tarea se empleó el complemento SEN2COR (ESA, 2023c) implementado en el software SNAP (ESA, 2023d), una herramienta gratuita proporcionada por la ESA para la corrección atmosférica, cuyos resultados fueron validados con éxito en GASCON et al. (2017). En el análisis se utilizaron las bandas B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B8a, B11 y B12 de las imágenes, con una resolución de 20 m.

El método de clasificación supervisado se basa en obtener las características espectrales de una serie de píxeles cuya categoría es conocida, y extrapolarlas al resto de píxeles que forman la imagen clasificándolos con la ayuda de diferentes algoritmos (CHUVIECO, 2020). Al conjunto de píxeles de categoría conocida se le conoce como áreas de entrenamiento, y deben ser preestablecidas mediante muestreo de campo o fotointerpretación. En este caso se realizó una salida de campo para conseguir las áreas de entrenamiento necesarias. Dicho conjunto debe contener una muestra representativa de cada una de las categorías en las que se quiere clasificar la imagen. Salvo para la categoría “artificial”, por ser demasiado



reducida, se estableció una muestra mínima de 500 píxeles por clase en las áreas de entrenamiento, siguiendo las recomendaciones de THANH NOI & KAPPAS (2018). La asignación final de la categoría correspondiente al total de píxeles de las imágenes se realizó mediante un algoritmo Random Forest, empleando como parámetro Ntree un valor de 500, en consonancia con lo que recomienda la bibliografía existente (BELGIU & DRĂGUT, 2016; LAWRENCE et al., 2006). Para su ejecución se empleó el complemento Semi-automatic classification plugin (CONGEDO, 2016), implementado en QGIS (Q-GIS DEVELOPMENT TEAM, 2023).

La precisión de la clasificación se evaluó a través de la matriz de confusión, donde se compara la categoría real en el terreno de una muestra aleatoria de polígonos cuya clase se conoce con la categoría asignada en el proceso de clasificación supervisada. La muestra aleatoria consistió en 475 polígonos de 20x20 m repartidas entre las categorías en proporción al porcentaje de área ocupada esperado por cada una. Esta muestra de validación se obtuvo a partir de la interpretación de las ortofotos de los años 2014 y 2020 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (MTMS, 2023). Analizando la matriz de confusión se obtiene el acierto global, el error de omisión y de comisión, y el índice Kappa.

3.3. Estructura de grafos, definición de nodos y selección de especies focales

Para proceder al estudio de la conectividad ecológica se aplicaron las bases de la teoría de grafos y la metodología de las rutas de menor costo (ADRIAENSEN et al., 2003). Un grafo, es una estructura matemática formada por un conjunto de nodos y enlaces, cada enlace conecta entre sí un par de nodos (LACADENA ARZAC et al., 2019). Los grafos se han mostrado como estructuras útiles a la hora de modelar y analizar el paisaje, habiéndose aplicado en distintos estudios de conectividad ecológica (BLANCO et al., 2020; BRAZUELO NÚÑEZ, 2020; GURRUTXAGA, 2014; LACADENA ARZAC et al., 2019; VALERO et al., 2013). Los parches de un determinado hábitat son representados por los nodos y son caracterizados por un atributo de área en este caso. Los enlaces por su parte representan las conexiones funcionales entre cada par de nodos, y se caracterizan por un atributo de distancia. Estos enlaces se hallan como rutas de menor coste, es decir, aquellas que seguirían las especies objeto de estudio incurriendo en el menor gasto energético posible. Se calculan a través de superficies de resistencia, que representan zonas del territorio a las que se le asigna un valor haciendo referencia al coste energético que supone para los organismos atravesarlas. Para su cálculo se asignan a las diferentes superficies presentes en el paisaje un valor resistencia, que representa el coste energético que conlleva para las especies desplazarse por esta (SAURA, 2013).

En estudios de este tipo, es necesario establecer un grupo de especies estrechamente vinculadas al hábitat que se desea estudiar. Se va, por tanto, a evaluar si el paisaje y los usos del suelo permiten el desplazamiento de estas especies tipo atendiendo a sus características. Es común en estudios de conectividad emplear como especies tipo mamíferos terrestres de mediano tamaño, ya que se consideran bastante representativos en este aspecto por su elevada vulnerabilidad a los cambios en la matriz del paisaje (GURRUTXAGA, 2014). Especies pertenecientes a este ecotipo cuya presencia ha sido constatada en la zona de estudio son el tejón (*Meles meles*) y el gato montés (*Felis silvestris*). Ambas han mostrado afinidad por el hábitat forestal (LOZANO y MILLA, 2017; PANIAGUA et al., 2003) y han sido objeto de otros estudios de tipología similar al que se describe en este artículo (CONTRERAS & JORNET, 2014; GURRUTXAGA, 2014; LACADENA ARZAC et al., 2019; VALERO et al., 2013).

No todos los parches de frondosas del área de estudio van a ser seleccionados como nodos, si no que se impusieron unos criterios para seleccionar aquellos que mejores condiciones presentan para albergar poblaciones de las especies focales. Serán objeto de estudio aquellas áreas de frondosas pertenecientes a fragmentos con una superficie continua superior a 25 ha, y cuya área interior supere las 5 ha. Por área interior se entiende toda superficie que no se ve afectada por el efecto borde, considerando que este desaparece a los 40 m de la línea en la que se produce la fragmentación (CADENASSO & PICKETT, 2000). Estos requisitos se definen teniendo en cuenta los requerimientos ecológicos de las especies y sus áreas de campeo observadas (DO LINH SAN et al., 2007; URRRA MAYA, 2003; VALERO et al., 2013; VIRGÓS y MILLA, 2017).

3.4. Generación de superficies de resistencia y modelado de rutas de menor coste

Para proceder a calcular las rutas de menor coste es necesario confeccionar una superficie de resistencia o mapa de fricciones, que se trata de un ráster en el que a cada píxel le corresponde un valor que hace referencia a la resistencia que ofrece el terreno al desplazamiento de las especies. Para determinar los valores de resistencias se emplearon los utilizados por (GURRUTXAGA, 2005), adaptándolos a la zona de estudio (Tabla 1). Estos valores fueron en su día consensuados por diferentes expertos en la materia y posteriormente fueron corroborados en un estudio aplicado a la marta (RUIZ-GONZÁLEZ et al., 2010).

Tabla 1. Valores de resistencia asignados a cada tipo de cobertura

Cobertura	Resistencia
Frondosas	1
Matorral	5
Coníferas	10
Cultivos y prados	30
Tendido eléctrico	35
Pistas forestales	35
Aerogenerador	40
Muros y alambradas	60
Carretera convencional	100

Para configurar las superficies de resistencia se consideraron los usos del suelo derivados de la clasificación supervisada; además de las vías, los tendidos eléctricos, aerogeneradores, muros y alambradas, extraídas de la Base Topográfica de Galicia (Xunta de Galicia, 2020). A las capas lineales y al suelo artificial se les aplicó un buffer de 30 m antes de calcular el mapa de resistencias. El mapa final se rasterizó con una resolución de 20 m.

Con la herramienta de Linkage-Mapper 3.1.0. ArcGIS tool (MCRAE & KAVANAGH, 2011) se generaron las rutas de menor costo de desplazamiento y se realizó el cálculo de la distancia efectiva entre los parches de hábitat considerado. El programa se basa para el cálculo de las rutas el método Least Cost Path (LCP), que calcula la mínima distancia de coste acumulado entre dos nodos. Así, el coste de desplazamiento entre dos celdas será la media de la suma del coste de ambas, de modo que, en el ráster de salida, a cada celda se le asigna el coste de



desplazamiento acumulado desde la celda de origen más cercana (DE LA RIVA FERNÁNDEZ, 2015). La distancia efectiva es calculada como la distancia geográfica multiplicada por la media de los valores de resistencia entre las dos celdas (JONES, 2015). Este valor será necesario para estimar la probabilidad de conexión que existe entre los dos nodos conectados por cada ruta.

3.5. Cálculo de índices de disponibilidad de hábitat: PC y AEC.

Un concepto importante remarcado por Saura (2013) es el de disponibilidad de hábitat. Este considera la conectividad ecológica existente dentro de una misma tesela de hábitat. La disponibilidad de hábitat se puede cuantificar integrando la cantidad de área conexas dentro de las diferentes teselas con el área alcanzable por los organismos a través de las conexiones entre ellas. En base a este concepto surgen una serie de índices de conectividad ecológica, siendo uno de ellos la probabilidad de conectividad (PC).

El PC representa la probabilidad de que animales situados aleatoriamente en el territorio se junten en un área de hábitat específico interconectado y varía entre 0 cuando no existe hábitat para la especie objeto de estudio y 1 en caso de que toda el área de estudio represente el hábitat afín a esa especie.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}}{A_L^2}$$

Donde, PC es la probabilidad de conectividad, a_i es el área del parche i (ha), a_j es el área del parche j (ha), p_{ij} es el máximo del producto de la probabilidad posible entre los parches i y j y A_L es el área total de la zona de estudio (ha).

La probabilidad de dispersión directa entre nodos a lo largo de cada enlace (p_{ij}) se calcula mediante Conefor Sensinode que aplica una función exponencial decreciente de la distancia efectiva (Saura & Pascual-Hortal, 2007):

$$p_{ij} = e^{-rd_{ij}}$$

Donde, r es una constante que representa la capacidad de dispersión (m), d_{ij} es la distancia efectiva entre los parches i y j y p_{ij} es la probabilidad de dispersión directa entre los nodos i y j

La distancia efectiva que corresponde a una probabilidad directa de dispersión entre dos nodos (p_{ij}) de 0,5 se calcula como el producto del valor medio del mapa de resistencia por la distancia media de dispersión de la especie en cuestión. Del PC se puede obtener el índice de área equivalente conexas (ECA), un valor interesante e intuitivo que cuantifica la disponibilidad de hábitat obtenido como la raíz cuadrada del numerador del índice PC (Saura y González, 2011).

La importancia de cada uno de los parches de hábitat en función de su aportación al PC se calcula como:

$$dPC_k = \frac{PC - PC_{elim,k}}{PC} \cdot 100$$

Donde, dPC_k es la importancia del elemento k para el mantenimiento de la conectividad según el índice PC, PC el valor del índice en el paisaje original y $PC_{elim,k}$ es el valor del índice que se obtendría tras eliminar el elemento k del paisaje original.

Este índice puede ser desglosado en tres fracciones que permiten cuantificar de qué manera contribuye cada nodo k a la conectividad ecológica (SAURA & RUBIO, 2010):

$$dPC_k = dPC_{intra_k} + dPC_{flux_k} + dPC_{connector_k}$$

dPC_{intra_k} corresponde al área conectada dentro del nodo k , y únicamente



depende de su atributo característico que en este caso es el área. $dPCflux_k$ corresponde al flujo de dispersión recibido u originado a través de las conexiones de la tesela k con el resto de teselas de hábitat presentes en el paisaje, siendo k el origen o destino de dichas conexiones y flujos de dispersión, indicando el grado de conexión de k con el resto de teselas. $dPCconnector_k$ depende exclusivamente de la posición topológica de k e indica su contribución a la conectividad entre otros nodos, como elemento de conexión entre estos. El determinar la importancia relativa de cada fragmento hacia la conectividad es un parámetro que puede ser de gran utilidad a la hora de imponer criterios de planificación territorial. El hecho de cuantificar la magnitud en que cada parche contribuye en una red de hábitats permite saber cuáles son sus fortalezas y debilidades dentro del medio y hacia dónde se debe encaminar la gestión de esta superficie partiendo de una base técnica previa.

4. Resultados

Las clasificaciones realizadas (Figura 2, Tabla 2) mostraron que la clase mayoritaria es la de matorral, ocupando más de la mitad del área de estudio, pese a reducirse en 1435,59 ha entre 2015 y 2022. Por su parte, las frondosas se sitúan como la segunda categoría más representada, suponiendo en 2022 un 26,55 % de la superficie estudiada. Esta categoría además a sufrido un aumento de 974,08 ha, observándose sobre la ortofoto que ese aumento es producido tanto por repoblaciones como por expansión y regeneración natural. En tercer lugar, se sitúan las coníferas que en 2022 abarcaban un 10,46% del total y aumentan en un 3,01%. Por último, se observan los cultivos y prados, solo por delante de las coberturas artificiales. Estas dos últimas mantienen su cabida prácticamente constante durante el periodo estudiado.

Tabla 2. Superficie estimada en cada una de las categorías en 2015 y 2022, y diferencia entre ambos años.

Uso	2015		2022		2015-2022	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Matorral	16553,14	62,02	15117,55	56,64	-1435,59	-5,38
Frondosas	6113,46	22,90	7087,54	26,55	974,08	3,65
Coníferas	1987,05	7,44	2791,33	10,46	804,28	3,01
Cultivos y prados	1688,87	6,33	1576,24	5,91	-112,63	-0,42
Artificial	349,35	1,31	119,21	0,45	-203,14	-0,86

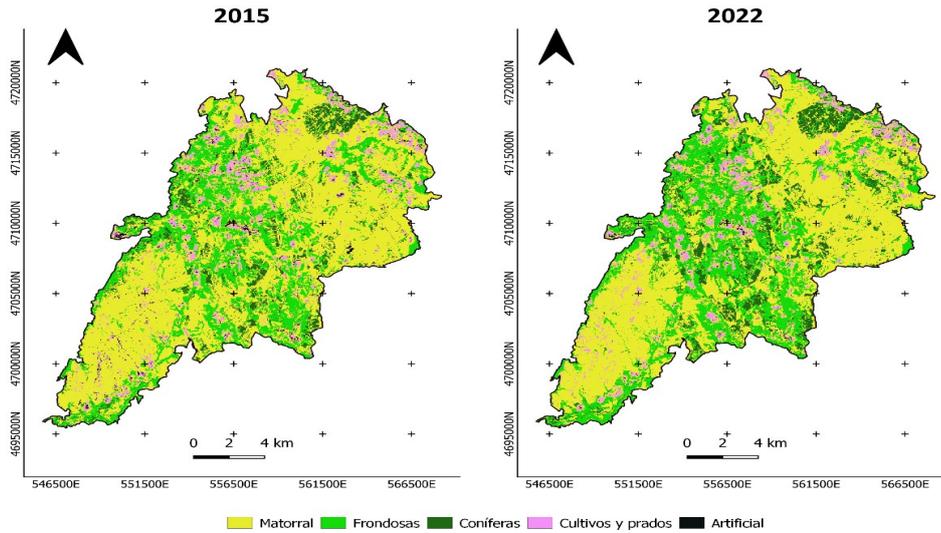


Figura 2. Superficie estimada en cada una de las categorías en 2015 y 2022, y diferencia entre ambos años.

En términos de fiabilidad, por medio de la matriz de confusión se puede determinar un acierto global de 91 % y un kappa de 0,86 sobre la imagen del año 2015 (Tabla 3).

Tabla 3. Matriz de confusión para la clasificación de la imagen de 2015. En filas se representan las categorías según la clasificación y en columnas la categoría real observada en campo.

Uso	Matorral	Frondosas	Coníferas	Cultivos y prados	Artificial	Total
Matorral	460	5	23	17	6	511
Frondosas	6	205	11	0	0	222
Coníferas	5	1	71	0	0	77
Cultivos y prados	2	1	0	78	3	84
Artificial	4	0	0	0	49	53
Total	477	212	105	95	58	947
Error Comisión	0,1	0,08	0,08	0,07	0	
Error omisión	0,04	0,03	0,32	0,18	0,16	
Precisión total	91%					
Kappa	0,86					

Tabla 4. Matriz de confusión para la clasificación de la imagen de 2022. En filas se representan las categorías según la clasificación y en columnas la categoría real observada en campo.

Uso	Matorral	Fronosas	Coníferas	Cultivos y prados	Artificial	Total
Matorral	444	3	4	23	5	479
Fronosas	3	209	7	0	0	219
Coníferas	18	0	92	0	0	110
Cultivos y prados	10	0	2	72	3	87
Artificial	2	0	0	0	50	52
Total	477	212	105	95	58	947
Error Comisión	0,07	0,05	0,16	0,17	0	
Error omisión	0,07	0,01	0,12	0,24	0,14	
Precisión total	92%					
Kappa	0,87					

En este año, la mayor fuente de errores se encuentra al discriminar coníferas, donde se obtuvo un error de omisión de 0,32 al confundir estas zonas con Matorral sobre todo, y en menor medida con Frondosas. Cabe destacar la frecuente confusión que se produce entre los Cultivos y prados con Matorral, omitiendo a los primeros en un 18% de los casos. La categoría Frondosas que es la de mayor interés en este estudio, resulto bien delimitada con un error de comisión de tan solo 0,08 y de omisión de 0,03. Para la imagen de 2022 la precisión aumenta hasta un 92% de acierto global y un kappa de 0,87 (Tabla 4). En este caso la mayor parte de los errores se dan sobre Cultivos y prados con un error de comisión de 0,17 y de omisión de 0,24, confundiéndolos con Matorral, como ocurría en la imagen de 2015. El error de omisión en la clase Coníferas se reduce hasta un 0,12 pero aumenta el error de comisión a un 0,16. La precisión en la clase Frondosas fue mejorada obtenido un error de comisión de 0,05 y de omisión de 0,01.

Una vez detectadas las masas de frondosas, se seleccionaron 53 teselas en el año 2015 y 66 en 2022 que cumpliesen los requisitos impuestos para ser consideradas nodos en el análisis. El área total ocupada por los nodos en 2015 era de 707,32 ha y en 2022 aumenta este valor a 901,31 en consonancia con el aumento de frondosas que reportaba la clasificación previa. Esto tiene relevancia, además, a la hora de calcular el ráster de resistencias (Figura 3), que en 2022 se observa más permeable al desplazamiento de la fauna gracias a esta expansión de las especies de frondosas. Calculando el valor medio de la resistencia de todos los píxeles se confirma esta reducción entre 2015 y 2022, pasando de 57,49 a 42,19. Para hallar la distancia efectiva media de dispersión se multiplica la distancia de dispersión de referencia, 5000 m, por el valor medio de ambos ráster de resistencias, es decir; 49,84. El resultado de la operación es 249 200 m · coste, y es la distancia efectiva entre dos fragmentos de hábitat cuya probabilidad de conexión es 0,5.

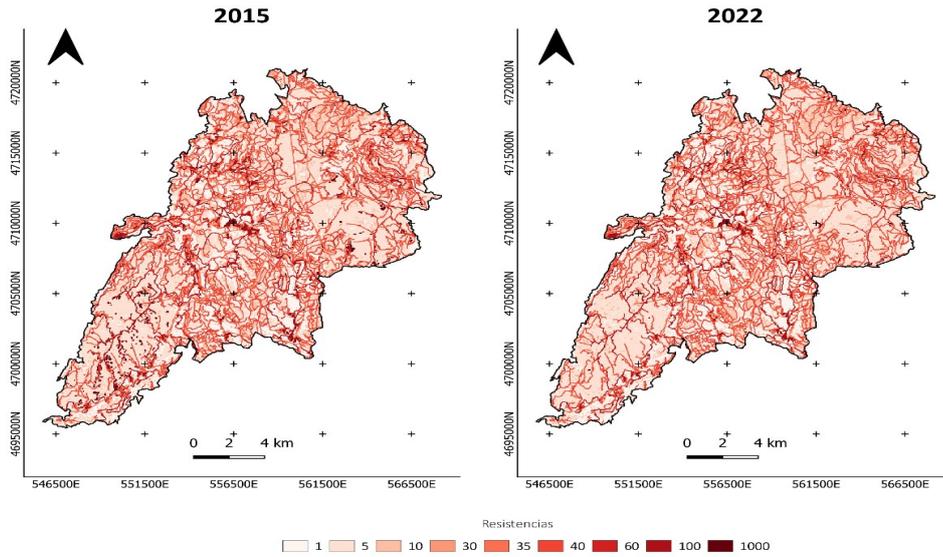


Figura 3. Superficies de resistencia generadas para los años 2015 y 2022.

En cuanto los corredores modelados mediante Linkage Mapper (Figura 4) destaca que la resistencia media de los píxeles atravesados por las rutas alcanza un valor de 5,20 tanto para el año 2015 como para 2022. No obstante, vemos que la longitud media de las rutas entre nodos se reduce pasando de 2941 m en 2015 a 2726 m en 2022. En este segundo caso, se observa que el algoritmo es capaz de encontrar conexiones más directas entre nodos, al contrario que en 2015, donde las rutas deben desviarse en mayor medida para encontrarse superficies menos resistentes. Lo mismo ocurre con la distancia efectiva entre parces de hábitat, que se ve favorecida por los cambios de uso, disminuyendo su valor desde 14965 m · coste a 13077 m · coste. El AEC muestra que en 2015 existían 671,75 ha conectadas frente a las 862,01 de 2022, lo que supone en ambos casos una gran proporción con respecto al área total de los nodos. En la Tabla 5 se resumen todas las variables consideradas en el análisis de conectividad

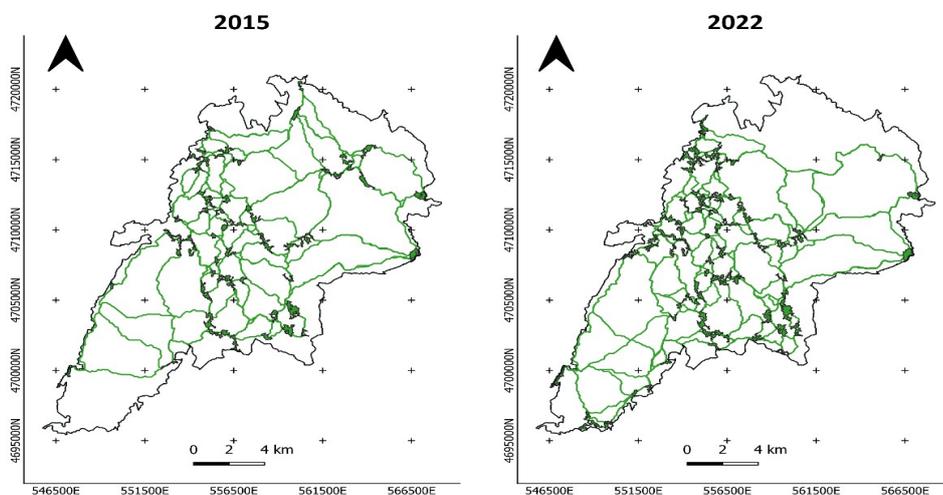


Figura 4. Nodos junto con sus respectivos enlaces considerados en el análisis de conectividad ecológica para los años 2015 y 2022.

Tabla 5. Variables estudiadas en el análisis de conectividad y sus respectivos valores en 2015 y 2022.

Variable	2015	2022
Número de nodos	53	66
Área total de nodos (ha)	707,32	901,31
Tamaño medio del nodo (ha)	13,35	13,66
Tamaño máximo del nodo (ha)	40,88	61,42
Desviación típica del área de los nodos (ha)	8,78	10,48
Valor de resistencia medio (ud coste)	57,49	42,19
Distancia efectiva media (m · coste)	14695,13	13076,89
Longitud media de las rutas (m)	2940,89	2726,11
Resistencia media de las rutas (ud coste)	5,20	5,20
AEC (ha)	671,75	862,01

El cálculo de la importancia relativa de los nodos a la disponibilidad de hábitat mostró una fuerte y positiva correlación entre el dPC y el área de los fragmentos de frondosas (Figura 5). A su vez, desglosando el dPC en sus tres fracciones se observa que predomina *dPCflux* frente a las componentes *dPCintra* y *dPCconnector* (Figura 6). Estos resultados indican que, para esta zona de estudio en concreto; de cara a la disponibilidad de hábitat, el atributo de área que caracteriza cada uno de los nodos predomina frente a su posición topológica. Teniendo esto en cuenta, la gestión del espacio debería ser orientada hacia la búsqueda del aumento de la superficie de frondosas, por encima de medidas hacia la permeabilización de la matriz del paisaje.

El modelo de corredores ecológicos se comparó con la red fluvial de la zona superponiendo ambas capas (Figura 7), observándose que las rutas de menor coste en muchas ocasiones estos siguen el trazado de la red fluvial. Un análisis espacial empleando esas dos capas en GIS mostró que en torno al 55% de la longitud total de los corredores modelados atraviesan una zona de influencia de los cauces de 100 m desde el límite de la ribera. Esto indica que para esta zona los bosques de ribera podrían ejercer como corredores ecológicos para la marta y el gato montés.

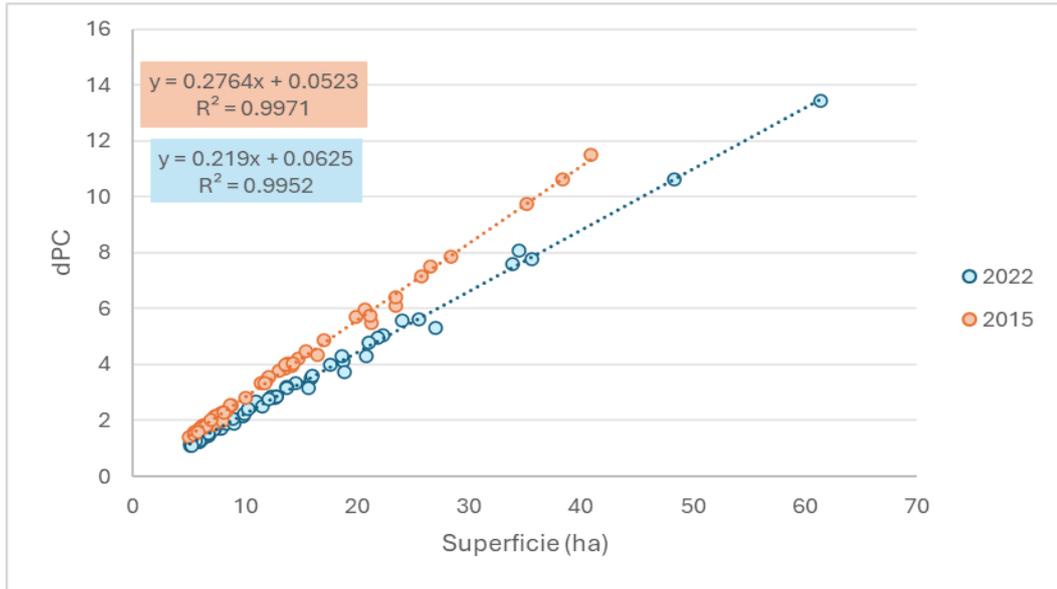


Figura 5. Relación entre la superficie de cada nodo y su respectivo índice dPC.

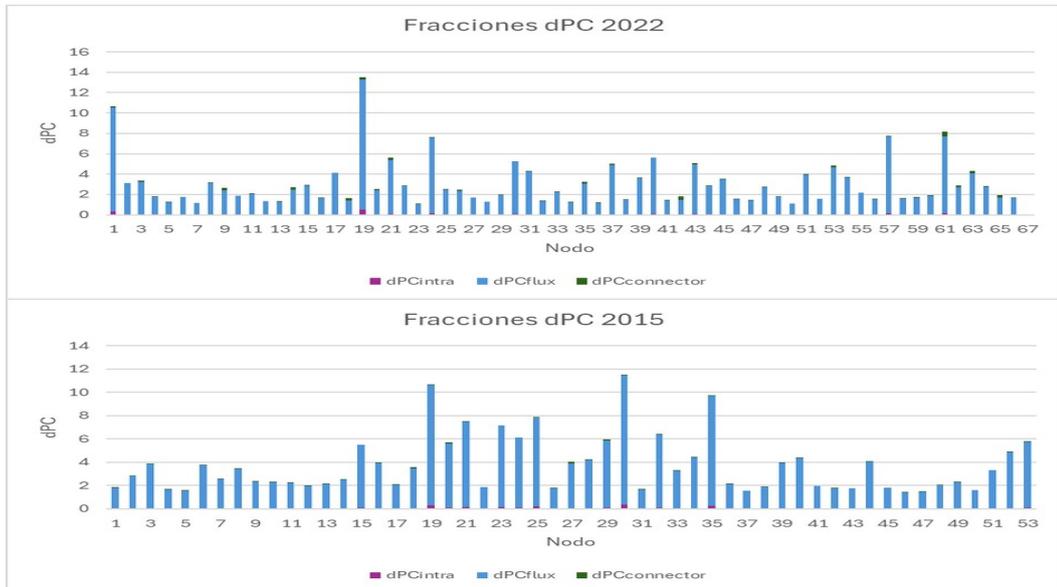


Figura 6. Fracciones del índice PC para los nodos seleccionados en 2015 y 2022

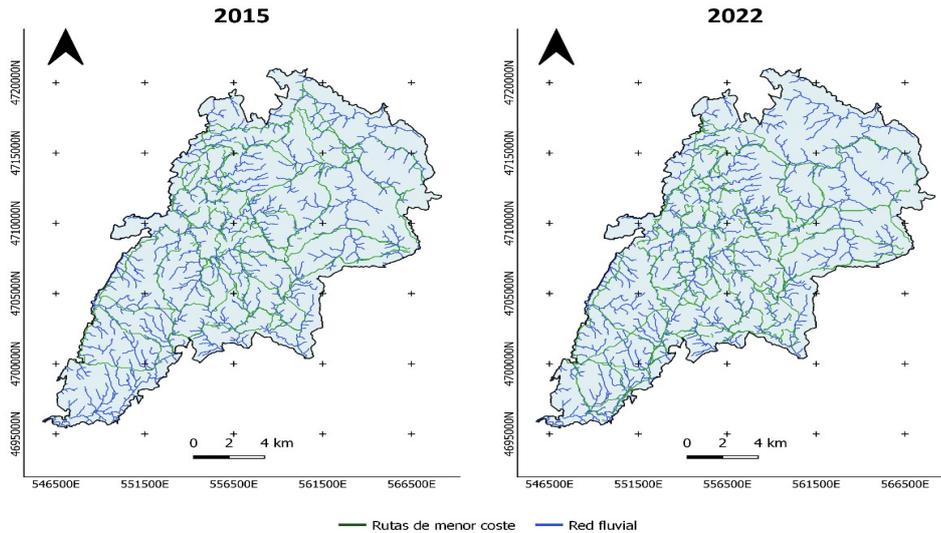


Figura 7. Comparativa de la red de corredores calculados y la red fluvial.

5. Discusión

Los resultados de la clasificación con RF se mostraron precisos y robustos, obteniendo estadísticos similares a los de otros autores que emplearon este algoritmo logrando un acierto global superior al 90 % (TAN et al., 2021; YUH et al., 2023), incluso en zonas similares a la de este estudio (ALONSO et al., 2021). En 2015 destaca un elevado error de omisión de 0,32 para la clase Coníferas, habiéndose detectado por fotointerpretación que la mayor parte de los errores son fruto de catalogar como Matorral zonas recientemente repobladas con Coníferas que no alcanzan todavía la tangencia de copas. Este fenómeno ocurría también en (TEIJIDO-MURIAS et al., 2023) cuando las masas de Coníferas presentaban densidades bajas. Los errores entre Cultivos y Prados con Matorral son también frecuentes. La dificultad de diferenciar en que en ocasiones las zonas de Matorral son objeto de desbroce o de pastoreo, pasando a formar comunidades de herbáceas de forma temporal. Esto explica también la recurrente transición que tiene lugar entre ambas categorías, como informan las clasificaciones realizadas. Se ha observado también que, así como en el caso del cambio de Matorral a Frondosas o Coníferas se puede verificar con la ortofoto, en el caso contrario (Frondosas o Coníferas a Matorral) suele responder a lo que se conoce como ruido de “sal y pimienta”. Se trata del efecto que se produce cuando una superficie homogénea está “salpicada” de píxeles de otras categorías (TEIJIDO-MURIAS et al., 2023). Esto suele deberse a errores en la transmisión de datos, lo que hace que algunos píxeles tomen valores generales más altos o bajos (BOONPRONG et al., 2018).

El resultado del análisis de conectividad ecológica muestra unos buenos datos en relación con este aspecto. Se muestra que el grado de conectividad es adecuado entre parches de frondosas y que prácticamente la totalidad de la superficie ocupada por estos se halla conectada, y que, además, ha evolucionado de manera favorable en los últimos años. Un estudio en el Parque Nacional de Cabañeros en un área de superficie similar mostró resultados similares, donde se observó que el AEC suponía un elevado porcentaje de la superficie total de hábitat (BLANCO et al., 2020). Teniendo en cuenta que la distancia de dispersión de referencia en



mamíferos forestales se considera en 5 km (GURRUTXAGA, 2014), la movilidad de la fauna podría estar condicionada en las ZEC estudiadas. No obstante, al trabajar con la distancia efectiva, que tiene en cuenta la interacción de los mamíferos con los distintos usos del suelo, los resultados en términos de área conectada son altos. Esto se debe a que a pesar de que en ocasiones los nodos de hábitat disten más de 5 km, existen rutas permeables que los comunican atravesando superficies donde vegetan matorrales y frondosas, siendo estas las coberturas más afines a las especies en las que se centra este análisis (GURRUTXAGA, 2005). Desde un punto de vista práctico, los resultados nos llevan a la conclusión de que en vista de que la conexión entre los parches de frondosas es adecuada, las medidas a implementar de cara al aumento de la disponibilidad de hábitat deberían centrarse en conseguir un aumento del área de las teselas de hábitat, por encima de otras actuaciones destinadas a permeabilizar la matriz o crear corredores. Esto se observa también mediante el índice dPC y su elevada correlación positiva con el área de los nodos, indicando que las áreas de mayor superficie son las que más contribuyen a mejorar el grado de conectividad ecológica.

Los datos extraídos en este estudio permiten proponer una serie de medidas para tener en cuenta para mejorar en materia de conectividad ecológica sobre las ZEC Serra do Cando y Candán:

- Incrementar el área ocupadas por frondosas, para aumentar la disponibilidad de hábitat y en consecuencia la conectividad ecológica.
- Actuaciones silvícolas, en las zonas en las que sea necesario, para garantizar la regeneración natural de las masas de frondosas cuando esta se vea comprometida y para mantener el vigor de estas masas. Esto ayuda a mantener el vigor de las formaciones, aumentando su resiliencia ante plagas o incendios que tendrán un gran impacto en el escenario de cambio climático (CALAMA y GARCÍA-GÜEMES, 2015; COLL, 2023; SOALLEIRO, 2014).
- Mejorar la permeabilidad de las infraestructuras viarias con la ejecución de pasos elevados para fauna en los puntos estratégicos. Estas técnicas se han mostrado muy eficaces para reducir impactos sobre la vida silvestre y el descenso de colisiones (BRENNAN et al., 2022; PAVA, 2020).
- Priorizar la conservación en torno a la influencia de los corredores modelados, para que continúen cumpliendo su función. El impacto del efecto borde en la funcionalidad de los corredores aún no se ha estudiado en profundidad, pero hay evidencias de que su anchura y la calidad de la matriz circundante influyen en su eficacia (GREGORY et al., 2021; SAN VICENTE y VALENCIA, 2008).
- Conservación de los hábitats de interés comunitario formados por matorrales (hábitats codificados como 4030 y 4090 en Red Natura 2000), que se consideran coberturas relativamente permeables para las especies forestales (MANGAS et al., 2008). No obstante, es preciso tener en consideración que se trata de formaciones muy inflamables y asociadas a la recurrencia de incendios forestales (OJEDA, 2009; SOALLEIRO, 2014).
- Mantener en un estado de conservación favorable los bosques de ribera. Ya se ha visto que muchas de las rutas de menor coste coinciden con estas zonas, que están consideradas como corredores ecológicos. Además de proporcionar refugio, se reconocen como ecosistemas que permiten conectar áreas muy distantes independientemente del grado de fragmentación de los hábitats adyacentes (ELOSEGI, 2009; RINCÓN et al., 2022; SAUNDERS & HOBBS, 1991).



6. Conclusiones

El proceso de clasificación supervisada empleando imágenes Sentinel-2 y un algoritmo RF se ha visto eficaz para los objetivos del estudio, consiguiendo precisiones de 91 % y 92 % junto a índices kappa de 0,86 y 0,87 en las imágenes de 2015 y 2022 respectivamente. Este proceso ha manifestado el aumento de la superficie de frondosas, lo que conduciría a una evolución favorable en el grado de conectividad ecológica durante ese periodo, pasando de un índice de AEC de 671,01 ha a 864,21 ha. Otro hallazgo por destacar, en vista del índice dPC calculado, es que los nodos más relevantes para la conectividad en el área de estudio son aquellos con superficies mayores, independientemente de su posición geográfica. Los resultados muestran que la matriz facilita en buena medida el desplazamiento de las especies de mamíferos forestales estudiadas, siendo prioritarias las medidas de gestión que busquen la persistencia y el aumento de la superficie de frondosas. Este artículo desarrolla una metodología adecuada para monitorear el grado de conectividad ecológica, combinando técnicas innovadoras para la detección de cambios de uso, basadas en el aprendizaje automático, con el método de las rutas de menor costo. Estudios de esta tipología pueden contribuir al apoyo en la toma de decisiones relacionadas con la planificación territorial, especialmente en lo que atañe a la gestión de ANP.

7. Agradecimientos

Este estudio ha recibido fondos de Grant TED2021-130241A-I00 financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por European Union NextGenerationEU/PRTR (M. García y X. Álvarez). La investigación ha sido parcialmente financiada por la Consellería de Educación, Universidade e Formación Profesional, Xunta de Galicia, España, bajo el proyecto GPC-ED431B 2022/12 (C. Peco) y C Acuña-Alonso agradece al Programa Posdoctoral de la Xunta de Galicia (ED481B-2023-042). Los autores agradecen a Diego Barba Barragáns por su apoyo técnico.

8. Bibliografía

- ACUÑA-ALONSO, C., NOVO, A., RODRÍGUEZ, J. L., VARANDAS, S., & ÁLVAREZ, X. (2022). Modelling and evaluation of land use changes through satellite images in a multifunctional catchment: Social, economic and environmental implications. *Ecological Informatics*, 71, 101777.
- ADRIAENSEN, F., CHARDON, J. P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULINCK, H., & MATTHYSEN, E. (2003). The Application of 'Least-Cost' Modelling as a Functional Landscape Model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.
- ALONSO, L., PICOS, J., & ARMESTO, J. (2021). Forest land cover mapping at a regional scale using multi-temporal sentinel-2 imagery and RF models. *Remote Sensing*, 13(12), 2237.
- BELGIU, M., & DRĂGUȚ, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24–31.
- BLANCO, R., SERRADA, J., GONZÁLEZ, S., GÓMEZ, Á., DOLORES, M., DÍEZ, F., y CAMPOS, E. (2020). Análisis de la conectividad y fragmentación ecológicas en el Parque Nacional de Cabañeros.



BOLLIGER, J., & SILBERNAGEL, J. (2020). Contribution of Connectivity Assessments to Green Infrastructure (GI). In *ISPRS International Journal of Geo-Information* (Vol. 9, Issue 4).

BOONPRONG, S., CAO, C., CHEN, W., NI, X., XU, M., & ACHARYA, B. K. (2018). The Classification of Noise-Afflicted Remotely Sensed Data Using Three Machine-Learning Techniques: Effect of Different Levels and Types of Noise on Accuracy. In *ISPRS International Journal of Geo-Information* (Vol. 7, Issue 7).

BORRÀS, J., DELEGIDO, J., PEZZOLA, A., PEREIRA, M., MORASSI, G., y CAMPS-VALLS, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 2017, 55.

BRAZUELO NÚÑEZ, J. (2020). Evaluación de la conectividad ecológica y priorización de áreas para la gestión de hábitats en el Parque Regional del Sureste (Madrid).

CADENASSO, M. L., & PICKETT, S. T. A. (2000). Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology*, 88(1), 31–44.

CALAMA, R., y GARCÍA-GÜEMES, C. (2015). La práctica de la silvicultura para la adaptación al cambio climático Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España (pp. 501–512).

CHUVIECO, E. (2020). *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach*. CRC press.

COLL, L. (2023). Retos selvícolas para afrontar la adaptación de los bosques al cambio climático. Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales, 49, 77–100.

CONTRERAS, B. T., y JORNET, A. B. (2014). Diseño de una red de corredores ecológicos para carnívoros forestales en la Comunidad Valenciana. *Tecnologías de La Información Para Nuevas Formas de Ver El Territorio: XVI Congreso Nacional de Tecnologías de La Información Geográfica*, 272–283.

COSTANZA, J. K., & TERANDO, A. J. (2019). Landscape Connectivity Planning for Adaptation to Future Climate and Land-Use Change. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(1), 1–13.

DE LA RIVA FERNÁNDEZ, J. (2015). Aproximación metodológica para el diseño de corredores ecológicos en Aragón.

DO LINH SAN, E., FERRARI, N., & WEBER, J.-M. (2007). Spatio-temporal ecology and density of badgers *Meles meles* in the Swiss Jura Mountains. *European Journal of Wildlife Research*, 53(4), 265–275.

ELOSEGI, A. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. 444. Bilbao

ESA (2023a). Copernicus Open Access Hub. <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Accessed 2 March 2023

ESA (2023b). S2 Mission. <https://sentiwiki.copernicus.eu/web/s2-mission>. Accessed 2 March 2023

ESA (2023c). Sen2Cor v2.11. <https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/sen2cor-v2-11/>. Accessed 2 March 2023

ESA (2023d). SNAP Download. <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>.



Accessed 2 march 2023

FRANKLIN, J. F. (1993). Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes? *Ecological Applications*, 3(2), 202–205.

GASCON, F., BOUZINAC, C., THÉPAUT, O., JUNG, M., FRANCESCONI, B., LOUIS, J., LONJOU, V., LAFRANCE, B., MASSERA, S., & GAUDEL-VACARESSE, A. (2017). Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status. *Remote Sensing*, 9(6), 584.

GÓMEZ-LIMÓN GARCÍA, F. J. (2000). De la declaración a la gestión activa: los espacios naturales protegidos del Estado español en el umbral del siglo XXI /. De la declaración a la gestión activa: Fundación Fernando González Bernáldez.

GREGORY, A., SPENCE, E., BEIER, P., & GARDING, E. (2021). Toward Best Management Practices for Ecological Corridors. *Land* (Vol. 10, Issue 2).

GURRUTXAGA, M. (2005). Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi. IKT Para Dept. de Medio Ambiente y Ordenación Del Territorio, Gobierno Vasco.

GURRUTXAGA, M. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de La Información Geográfica*, 14, 68-84.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., LOVEJOY, T. E., SEXTON, J. O., AUSTIN, M. P., COLLINS, C. D., COOK, W. M., DAMSCHEN, E. I., EWERS, R. M., FOSTER, B. L., JENKINS, C. N., KING, A. J., LAURANCE, W. F., LEVEY, D. J., MARGULES, C. R., ... TOWNSHEND, J. R. (2023). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.

LACADENA ARZAC, M., LOZANO VALENCIA, P., y LONGARES ALADRÉN, L. A. (2019). Evaluación y análisis de la conectividad ecológica de bosques maduros aplicado a la marta (*Martes martes*) como especie de interés en la provincia de Álava.

LOZANO, J., & MILLA, A. S. (2017). Gato montés – *Felis silvestris* Schreber, 1777. <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/8743>

MACARRINGUE, L. S., BOLFE, É. L., & PEREIRA, P. R. M. (2022). Developments in land use and land cover classification techniques in remote sensing: A review. *Journal of Geographic Information System*, 14(1), 1–28.

MANGAS, J. G., LOZANO, J., CABEZAS-DÍAZ, S., & VIRGÓS, E. (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 17, 43–51.

MARTÍNEZ ALDANI, C., MÚGICA DE LA GUERRA, M., CASTELL PUIG, C., y DE LUCIO FERNÁNDEZ, J. V. (2009). Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Serie Monografías EUROPARC-España (España), (2).

MCRAE, B. H., & KAVANAGH, D. M. (2011). Linkage mapper connectivity analysis software. The Nature Conservancy, Seattle WA. <https://linkagemapper.org/linkage-mapper-tools/>

MORIN, E., RAZAFIMBELO, N. T., YENGUÉ, J.-L., GUINARD, Y., GRANDJEAN, F., & BECH, N. (2024). Are human-induced changes good or bad to dynamic landscape connectivity? *Journal of Environmental Management*, 352, 120009.



OJEDA, F. (2009). Brezales secos europeos. Bases Ecológicas Preliminares Para La Conservación de Los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario En España, 66.

OO, T. K., ARUNRAT, N., SEREENONCHAI, S., USSAWARUJIKULCHAI, A., CHAREONWONG, U., & NUTMAGUL, W. (2022). Comparing Four Machine Learning Algorithms for Land Cover Classification in Gold Mining: A Case Study of Kyaukpahto Gold Mine, Northern Myanmar. *Sustainability* (Vol. 14, Issue 17).

PANIAGUA, D., ILLANA, A., y ECHEGARAY, J. (2003). Distribución y caracterización de tejoneras en la vertiente norte del Parque Natural de Gorbea (Vizcaya, País Vasco). *Galemys*, 15(2), 17–30.

PASCUAL HORTA, L., y SAURA, S. (2008). Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional. *Montes* (España), 94.

PHIRI, D., SIMWANDA, M., SALEKIN, S., NYIRENDA, V. R., MURAYAMA, Y., & RANAGALAGE, M. (2020). Sentinel-2 Data for Land Cover/Use Mapping: A Review. In *Remote Sensing* (Vol. 12, Issue 14).

Q-GIS DEVELOPMENT TEAM. (2023). <https://qgis.org/es/site/>

RINCÓN, V., VELÁZQUEZ, J., PASCUAL, Á., HERRÁEZ, F., GÓMEZ, I., GUTIÉRREZ, J., SÁNCHEZ, B., HERNANDO, A., SANTAMARÍA, T., & SÁNCHEZ-MATA, D. (2022). Connectivity of Natura 2000 potential natural riparian habitats under climate change in the Northwest Iberian Peninsula: implications for their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 585–612.

ROMANILLOS, G., ROBAZZA, G., & LOVATO, F. (2024). A fragmented world: mapping the global extent of Anthropogenic Landscape Fragmentation. *Journal of Maps*, 20(1), 2307539. <https://doi.org/10.1080/17445647.2024.2307539>

RUIZ-GONZÁLEZ, A., GURRUTXAGA, M., MADEIRA, M. J., LOZANO, P. J., FERNÁNDEZ, J. M., y GÓMEZ-MOLINER, B. (2010). Estudio de la conectividad ecológica en la CAPV. Genética del paisaje aplicada sobre una especie-objetivo de la red de corredores ecológicos: la marta europea (Martes martes). UPV/EHU, IKT y Gobierno Vasco.

SAHRAOUI, Y., FOLTÊTE, J.-C., & CLAUZEL, C. (2017). A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity. *Landscape Ecology*, 32(9), 1819–1835.

SAID, M. Y., OGUTU, J. O., KIFUGO, S. C., MAKUI, O., REID, R. S., & DE LEEUW, J. (2016). Effects of extreme land fragmentation on wildlife and livestock population abundance and distribution. *Journal for Nature Conservation*, 34, 151–164.

SAN VICENTE, M. G. (2013). 5. LA IMPLEMENTACIÓN DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA A DISTINTAS ESCALAS ESPACIALES. Planificación Espacial y Conectividad Ecológica: Los Corredores Ecológicos, 139–148.

SAN VICENTE, M. G., y VALENCIA, P. J. L. (2008). Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats. *Observatorio Medioambiental*, 11, 171–183.

SAUNDERS, D. A., & HOBBS, R. J. (1991). Nature conservation 2: the role of corridors. *Surrey Beatty and Sons Pty Ltd*.

SAURA, S. (2010). Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestal. Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales, 31, 213–239.



SAURA, S. (2013). Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. En *Avances en el Análisis Espacial de Datos Ecológicos: Aspectos Metodológicos y Aplicados*. ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre. 1-44.

SAURA, S., BASTIN, L., BATTISTELLA, L., MANDRICI, A., & DUBOIS, G. (2017). Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators*, 76, 144–158.

SAURA, S. y GONZÁLEZ, S. (2011). Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del Área Conexa Equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Revista Montes*, 106, 15–21.

SAURA, S., & PASCUAL-HORTAL, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2–3), 91–103.

SAURA, S., & RUBIO, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523–537.

SCANES, C. G. (2018). Chapter 19 - Human Activity and Habitat Loss: Destruction, Fragmentation, and Degradation (C. G. Scanes & S. R. B. T.-A. and H. S. Toukhsati (Eds.); pp. 451–482). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805247-1.00026-5>

SOALLEIRO, R. R. (2014). Gestión forestal en espacios protegidos: una propuesta para la Reserva de la Biosfera dos Ánceres Lucenses e Montes de Cervantes, Navia e Becerreá.

STEWART, F. E. C., DARLINGTON, S., VOLPE, J. P., MCADIE, M., & FISHER, J. T. (2019). Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports*, 9(1), 10852.

TALUKDAR, S., SINGHA, P., MAHATO, S., SHAHFAHAD, PAL, S., LIOU, Y.-A., & RAHMAN, A. (2020). Land-Use Land-Cover Classification by Machine Learning Classifiers for Satellite Observations—A Review. In *Remote Sensing* (Vol. 12, Issue 7).

TAN, J., ZUO, J., XIE, X., DING, M., XU, Z., & ZHOU, F. (2021). MLAs land cover mapping performance across varying geomorphology with Landsat OLI-8 and minimum human intervention. *Ecological Informatics*, 61, 101227.

TAYLOR, P. D., FAHRIG, L., HENEIN, K., & MERRIAM, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571–573.

TEIJIDO-MURIAS, I., BARRIO-ANTA, M., y LÓPEZ-SÁNCHEZ, C. A. (2023). Clasificación automática de coberturas forestales a partir de imágenes Sentinel-2 y datos auxiliares mediante Google Earth Engine. *Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales*, 49(2), 161-184.

THANH NOI, P., & KAPPAS, M. (2018). Comparison of Random Forest, k-Nearest Neighbor, and Support Vector Machine Classifiers for Land Cover Classification Using Sentinel-2 Imagery. In *Sensors* (Vol. 18, Issue 1).

TOBAR-DÍAZ, R., GAO, Y., MAS, J. F., & CAMBRÓN-SANDOVAL, V. H. (2023). Clasificación de uso y cobertura del suelo a través de algoritmos de aprendizaje automático: revisión bibliográfica. *Revista de Teledetección*, 62, 1–19.



URRA MAYA, F. (2003). El gato montés en Navarra distribución, ecología y conservación. Universidad Autónoma de Madrid.

VALERO, E., PICOS, J., GARCÍA, J., BERMÚDEZ, X., y LAGOS, L. (2013). Análisis de la conectividad de la Red Gallega de Espacios Protegidos. Aplicación a la Cuenca del río Eume y su entorno.

VIRGÓS, E., y MILLA, A. S. (2017). Tejón – Meles meles (Linnaeus, 1758). <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/8767>

YUH, Y. G., TRACZ, W., MATTHEWS, H. D., & TURNER, S. E. (2023). Application of machine learning approaches for land cover monitoring in northern Cameroon. *Ecological Informatics*, 74, 101955.