

1º CONGRESSO DE ESTUDOS RURAIS
AMBIENTE E USOS DO TERRITÓRIO

Ecologia da Paisagem, Planificação Paisagística e Conservação de
Massas de Frondosas Autóctones em Ribadeo (Galiza, Espanha)

Díaz Varela, E.; Calvo Iglesias, S.; Crecente Maseda, R.

Laboratório de Projectos e Planificação.
Escola Politécnica Superior de Lugo.
Campus Universitario s/n. 27002 LUGO.

Abstract

A baixa superfície de massas florestais autóctones no município de Ribadeo, no Noroeste de Espanha, juntamente com a ameaça da sua desapareição total como consequência da extensão das plantações de eucalipto, aconselham a protecção das massas que ainda se conservam, pelo seu alto valor ecológico e paisagístico. No entanto, tal propósito choca com os interesses da população, maioritariamente formada por agricultores e produtores florestais, de forma que a conservação das massas de frondosas autóctones depende da designação de zonas concretas dentro de um processo geral de planificação paisagística a nível municipal. A alta dispersão, juntamente com o pequeno tamanho das manchas de frondosas presentes na zona, aconselharam a realização de estudos baseados na aplicação de índices de paisagem (Forman, 1995; Dramstad et. al., 1998), sendo fundamental a utilização de sistemas de informação geográfica para o cálculo dos mesmos. Partindo da utilização de um mapa de usos do solo, foram seleccionadas as massas de frondosas autóctones, para as quais se realizaram os seguintes cálculos: Análise de formas das manchas; cálculo da conectividade; características florísticas; superfície. Estes cálculos serviram para a designação de zonas nas quais será mais eficaz e necessária a planificação de actuações que irão conduzir ao aumento da qualidade e superfície das massas de frondosas autóctones, levando a um aumento na complexidade e diversidade da paisagem e melhorando as condiciones ambientais em geral do município em estudo.

Introducción

Dentro de las zonas forestales en la costa norte de la comunidad autónoma de Galicia (España), la superficie ocupada por vegetación arbórea autóctona es cada vez menor. La fortísima expansión que han experimentado las plantaciones de eucalipto en la segunda mitad del pasado siglo ha encontrado nuevas superficies en aquellas ocupadas por carballeiras (bosques de roble) y árboles de ribera, teniendo como consecuencia una progresiva reducción y fragmentación de las mismas.

La ubicación de estas masas arbóreas autóctonas, en un entorno donde prima fundamentalmente el aprovechamiento del monte para la explotación económica, hace que cualquier intento de favorecer la expansión de las mismas choque frontalmente con los intereses de los productores de madera. No obstante, el deficiente estado de conservación actual, junto con la amenaza de una total extinción hace necesario el establecimiento de algún tipo de medida de conservación para las masas de mejor calidad de entre las ya existentes, junto con otras con el fin de favorecer la mejora de las más degradadas o incluso el establecimiento de masas nuevas.

Con el fin de llevar a cabo una integración de la conservación de este tipo de hábitats en la totalidad del sistema territorial de una forma compatible con las actividades humanas, se ha desarrollado una metodología que sirva de base para el incremento de la calidad ecológica y paisajística de la zona considerada. La finalidad es la identificación de las masas de vegetación autóctona que presenten, por su calidad y/o fragilidad, un mayor interés para su conservación, y la designación de zonas en las que llevar a cabo actuaciones conducentes al incremento de la regeneración de manchas de bosque autóctono. Se ha tomado como referencia el municipio de Ribadeo, al noroeste de Galicia, en donde un 44,77 % de la superficie total municipal se dedica a la producción forestal, en su mayoría eucalipto (*Eucalyptus globulus*) que supone el 86,82 % del uso forestal del suelo

Material y Métodos

Marco conceptual del estudio

El marco conceptual de referencia utilizado para el desarrollo de este estudio ha sido el de la ecología del paisaje (Forman & Godron, 1986; Naveh & Liebermann,

1984; Forman, 1995). Una definición sintética de la ecología del paisaje puede tomarse de Dover & Bunce (1998), que la definen como “*El estudio de las interacciones entre los aspectos temporales y espaciales del paisaje y sus componentes florísticos, faunísticos y culturales*”. No obstante, la ecología del paisaje no se centra de manera exclusiva en el estudio de los componentes del paisaje y sus interacciones, sino que tiene en cuenta las posibilidades de actuación y gestión sobre el mismo, buscando las posibilidades de armonizar las actividades humanas con la necesaria conservación de recursos y ecosistemas (Zonneveld & Forman, 1990).

Tal visión paisaje y la relación de sus elementos entre sí y con las actividades humanas, se basa en una visión *corológica* del paisaje (Zonneveld, 1995), es decir, que tiene en cuenta en gran medida la dimensión espacial horizontal del territorio. Una buena forma de esquematización de esa dimensión espacial horizontal es el modelo propuesto por Forman (1995), en el que el paisaje se sintetiza en un modelo de tres elementos: la *matriz*, o uso del suelo que ocupa mayor superficie, en el que se insertan el resto de elementos paisajísticos; *manchas*, o elementos espaciales no lineales insertos en la matriz, con características propias bien diferenciadas de la misma; y *corredores*, son elementos lineales (es decir, una de sus dimensiones espaciales predomina sobre las otras), que pueden aparecer aislados o bien conectando otros elementos espaciales (manchas) entre sí.

La plasmación práctica de esta perspectiva ha tomado la forma de un análisis de la estructura del paisaje, centrado en la ubicación y características de las masas de frondosas. Se ha partido de la consideración de que la situación de falta de diversidad ecológica y paisajística generada por la orientación productiva actual de los usos del suelo puede ser mejorada mediante un incremento en la complejidad del paisaje, especialmente mediante una mayor representatividad de las manchas forestales autóctonas. Tal objetivo ha de basarse no solo en la conservación de las mencionadas manchas sino en la realización paralela de actuaciones que permitan la mejora de su situación actual. No obstante, tal logro ha de basarse en la determinación de zonas de actuación con criterios objetivos. Se ha utilizado el análisis del patrón paisajístico como herramienta óptima para detectar las zonas específicas en las que realizar las acciones necesarias para la consecución de los objetivos arriba descritos.

Selección previa de manchas de frondosa autóctona para su estudio

El análisis de la situación actual ha partido de la localización de las masas de frondosas autóctonas, que se ha efectuado a partir de mapas de uso del suelo obtenidos por fotointerpretación e introducidos en un sistema de información

geográfica (Arcview ®) tras su digitalización y codificación. Mediante la mencionada herramienta SIG se seleccionaron aquellas teselas en las que el uso del suelo se correspondiera con algunas de las siguientes posibilidades, descritas en función de sus características fitosociológicas (Rivas Martínez, 1987; Izco Sevillano, 1987):

- Carballeiras (bosques de robles) acidófilas colino-montanas galaico-asturianas de *Blechno spicanti-Quercetum roboris* facies termófila de *Laurus nobilis*, y sus diferentes etapas de sustitución.
- Vegetación de ribera correspondiente a la serie edafohigrófila termocolina-colina, galaico-asturiana septentrional y laciano-ancarense del aliso (*Alnus glutinosa*) Valeriano pyrenaicae-*Alneto glutinosae* S., y sus diferentes etapas de sustitución.
- Masas de los tipos anteriores con intrusiones de otras especies tales como *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus*, etc.

El resultado ha sido la obtención de lo que se puede denominar como un “archipiélago” (Burel & Baudry, 1999) de pequeñas manchas (ver figura nº1) distribuidas por toda la superficie municipal, en especial en su zona interior, inserto en una matriz de plantaciones de *Eucalyptus globulus* con zonas de cultivo agrícola como segundo aprovechamiento en importancia según la superficie. Existe en la disposición de las manchas de frondosa autóctona una notable conexión con la red hidrológica, que resulta más evidente en las manchas de vegetación de ribera pero que también está presente en el caso de las carballeiras y masas mixtas. No obstante, una de las características más notables del archipiélago de masas descrito es su elevada dispersión en el espacio, con una conexión débil entre las diferentes masas (como se comprobará posteriormente), apenas compensada en ciertas zonas por la capacidad conectiva aportada por los ya mencionados corredores de vegetación de ribera.

Análisis del tamaño de las manchas

Como se ha comentado previamente, la configuración espacial del paisaje del municipio en estudio, resultado de la intensificación tanto en el sector de la producción agropecuaria como en el de la producción forestal, ha dado lugar a una elevada fragmentación de las manchas de frondosas autóctonas, siendo una de las consecuencias más evidentes el escaso tamaño alcanzado por las manchas. La capacidad planimétrica del sistema de información geográfica empleado ha permitido

conocer los datos de superficie de las manchas de forma inmediata, pudiéndose asimismo calcular una serie de datos estadísticos derivados para el conjunto de las mismas. Así, se ha considerado de gran interés el cálculo de la superficie media de las manchas, así como las superficies mínima y máxima, junto con la desviación típica con el fin de conseguir mayor precisión en la visión de conjunto de la situación de fragmentación.

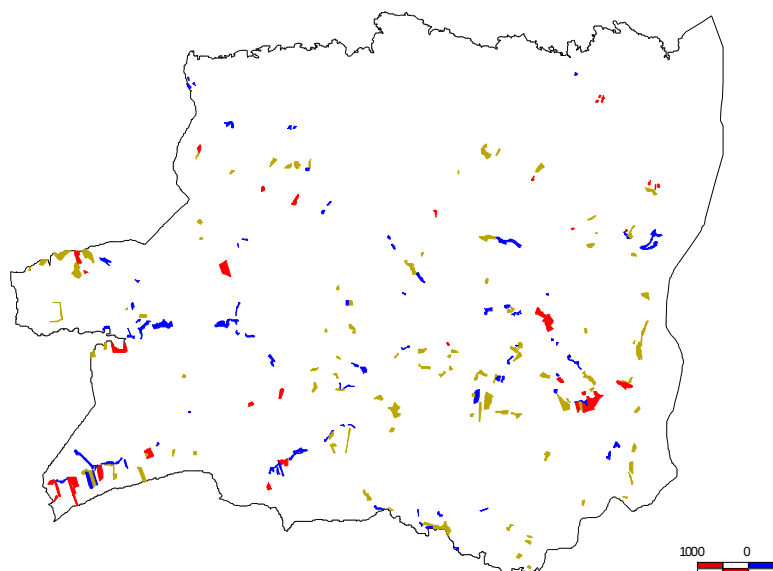


Figura nº 1: Archipiélago de manchas de frondosas autóctonas

Análisis de la forma de las manchas

Técnica de análisis utilizada. El procedimiento utilizado ha consistido en considerar las manchas del paisaje, vistas en proyección, como figuras geométricas y aplicar una serie de índices en función de sus características.

La utilización de índices de paisaje para describir y comparar patrones espaciales complejos resulta de gran utilidad, si bien existe una elevada posibilidad de error si se utiliza un único índice, siendo más adecuado el empleo de varios índices en conjunto para obtener una mayor precisión (Dramstad *et al.*, 1998). Debido a ello, el análisis de las formas en las masas de vegetación natural y seminatural se ha basado en la aplicación de varios índices y la comparación entre los mismos con el fin de extraer alguna conclusión.

Índices aplicados. Los índices matemáticos que se han utilizado responden en cada caso a la búsqueda de la expresión matemática de una o varias características

relacionadas con la forma de la mancha. Los índices aplicados se describen a continuación:

Índice de diversidad de Patton

También conocido como Índice de Forma. Se trata de la caracterización de la forma de la mancha estableciendo una relación entre el perímetro de la mancha y su superficie. Tal relación responde a la aplicación de la expresión:

$$IF = \frac{P}{2\sqrt{\pi} \sqrt{A}}$$

en la que IF= Índice de forma; P = perímetro de la mancha (m); A = superficie de la mancha (m²) (Forman, 1995). El resultado de esta expresión da siempre un valor igual o superior a 1, correspondiendo dicho valor de la unidad con la forma geométrica perfecta de un círculo

Compacidad

Viene dado por la expresión:

$$C = \frac{1}{IF}$$

en donde C es el Índice de Compacidad, e IF el Índice de Forma, descrito anteriormente (Forman, 1995).

El Índice de Compacidad es de interpretación más sencilla que el anterior, oscilando sus valores entre 0 y 1. La proximidad a 1 define una forma cercana a la circularidad.

Dimensión fractal

El índice de dimensión fractal caracteriza la complejidad de la mancha por medio de una regresión entre los valores de los logaritmos del perímetro y el área. La expresión a la que responden los valores de Dimensión Fractal es la siguiente:

$$DF = 2 \left\langle \frac{\log P}{\log A} \right\rangle$$

en donde DF es la dimensión fractal, P es el perímetro (m) y A la superficie (m²) de la mancha.

La dimensión fractal oscila siempre entre los valores de 1 y 2. El 1 representa la menor complejidad de la mancha, correspondiendo el 2 a niveles crecientes de complejidad.

Relación Perímetro-Área

Se trata de una sencilla relación entre el perímetro y el área que responde a la expresión:

$$PA = \frac{P}{A}$$

La relación perímetro-área varía de acuerdo al tamaño de la mancha incluso si la forma permanece constante (Farina, 1998).

Área interior

Se trata de un cálculo gráfico, más que matemático, consistente en suponer un borde de 30 m para cada mancha (medidos desde la frontera exterior de la mancha y hacia dentro) y obtener el área resultante en las mismas. La determinación de 30 m como referencia para el efecto borde se realiza siguiendo las recomendaciones de Pearce (1993, citado en Sorrell, 1999), que estima el cálculo de área interior a partir de un borde de 30 a 60 m para plantas, y de 60 a 600 m para animales. No se debe olvidar no obstante, que este cálculo es una abstracción de una realidad muy compleja, ya que el ecotono o zona de transición real de una mancha boscosa puede variar grandemente en su anchura en función de la orientación, pendiente y matriz circundante a tal mancha, e incluso de la escala espacial o temporal (Johnston et al., 1992; Forman, 1995; Bannerman, 1998)

Partiendo de que la forma que adopta una mancha le confiere una serie de características ecológicas (Forman, 1995), el área interna nos indica su mayor o menor capacidad conservativa, especialmente en lo que se refiere al efecto del exterior sobre la misma. La existencia de un área interior de gran tamaño permite la conservación de las características intrínsecas a la mancha, especialmente en lo que se refiere a la continuidad de las especies vinculadas al hábitat del bosque atlántico.

Porcentaje de área interior

La interpretación de la relevancia del área interior puede ser más sencilla mediante la expresión de los datos en porcentaje, calculando éste mediante la división

de la superficie de área interior entre la superficie total de la mancha. Los datos se ofrecen en tanto por uno, por lo que se trata de un índice de sencilla interpretación al oscilar sus valores siempre entre 0 y 1. La mayor cercanía a la unidad supone un mayor porcentaje de área interna, lo que nos da una indicación aproximada de la capacidad de conservación del hábitat por parte de la mancha. Al tratarse de un porcentaje no conserva la representatividad de las unidades originales, por lo que no depende del tamaño de la mancha.

Composición específica

La menor riqueza y diversidad específica se encuentra en aquellas manchas en las que se mezclan las especies de frondosas autóctonas con otras especies tales como el *Pinus pinaster* o el *Eucaliptus globulus*. En las mismas la influencia antrópica se detecta de forma notable, con frecuencia en forma de bajas fracciones de cabida cubierta que provocan un aumento de especies heliófilas en la composición florística del estrato arbustivo de la masa.

En las carballeiras propiamente dichas, se verifica la presencia de especies que forman parte de las etapas maduras de la facies termófila de la asociación *Blechno spicanti-Quercetum roboris*, aunque su nivel de degradación podría describirse en función de la presencia de las especies presentes en las etapas regresivas de la serie (*Ulex europaeus*, *Cytisus scoparius*, *Pteridium aquilinum*). Algo similar podría decirse de las masas de árboles de ribera, correspondientes a la asociación *Valeriano pyrenaicae-Alneto glutinosae*, siendo en este caso las especies indicativas de degradación las características de las praderas adyacentes.

Conectividad

Una de las características más interesantes a la hora de analizar el estado de las carballeiras y otras masas de arbolado autóctono en el término municipal de Ribadeo es la *conectividad* existente entre las mismas. El concepto de conectividad hace referencia a la capacidad de interconexión entre poblaciones o elementos en el paisaje, siendo posible afirmar que constituye la permeabilidad del territorio a la circulación de especies y flujos a través del mismo. Dentro de la conectividad pueden diferenciarse dos conceptos. Se denomina *conectividad espacial* al hecho de que dos manchas del mismo tipo sean contiguas en el espacio (Burel & Baudry, 1999), y *conectividad funcional* a la capacidad de un individuo o sus formas de propagación

para moverse entre manchas, independientemente de la distancia que las separe (Baudry & Merrian,1988). En el presente estudio se ha analizado la conectividad espacial, al ser la que depende de la estructura del paisaje, mediante el cálculo de la distancia media al vecino más cercano (Harris, 1984). Tal cálculo de vecindad es útil para establecer el nivel de agrupamiento espacial de los elementos considerados, y en este caso se ha utilizado para la determinación de las zonas del municipio en las que las manchas se encuentran mejor conectadas. El cálculo se realiza mediante la expresión:

$$D = \frac{1}{2 \sqrt{n/A}}$$

En la que D es la distancia media al vecino más cercano; n es el número de manchas consideradas y A la superficie total considerada en m^2 . El resultado para la zona en estudio ha sido de 335,64 m. Tomando tal distancia como referencia, se ha utilizado un sistema de información geográfica para establecer superficies equidistantes a cada masa. Teniendo en cuenta que el valor calculado de la distancia media al vecino más cercano parte del supuesto de una distribución aleatoria de las manchas, se puede considerar la existencia de un mayor nivel de conectividad espacial en las manchas analizadas cuando éstas se encuentren a una distancia menor a la de tal distancia media al vecino más cercano, esto es, cuando se detecte una tendencia al agrupamiento. Por tanto, el paso siguiente ha sido la selección de las zonas en las cuales se detectaba un agrupamiento de manchas, designándolas como áreas de mayor conectividad.

Resultados, Discusión y Propuestas de Actuación

Tamaño de las manchas

Las características en cuanto al tamaño de las manchas para los diferentes tipos de masas forestales de especies autóctonas se han resumido en los valores totales, medios, máximos, mínimos y de desviación típica en la tabla nº 1.

Ha de destacarse el hecho de que, para una superficie total de masas forestales de especies autóctonas de 152,4 ha, la superficie media es de 0,6 ha lo cual puede ser considerado en sí mismo un índice de la elevada fragmentación de este tipo de superficies

Tabla 1: Características de las masas de frondosas autóctonas en cuanto a tamaño

Masas	Nº de manchas	Superficie media (ha)	Superficie total (ha)	Superficie mínima (ha)	Superficie máxima (ha)	Desviación típica sup.
Carballeiras	39	1,1193	43,6521	0,086	7,139	1,5087
Mezclas	110	0,5638	62,0198	0,048	3,286	0,5206
Árboles de ribera	90	0,5201	46,8045	0,077	3,426	0,5573
Total	239	0,6380	152,4764	0,048	7,139	0,8059

Forma de las manchas

Los resultados obtenidos en el cálculo de los índices análisis de formas descritos con anterioridad se han resumido en la tabla nº 02 para su mejor comprensión. En la misma, se muestran los valores medios para cada tipo de índice, y diferenciados según el tipo de masa forestal. En los datos obtenidos, se observa una clara tendencia que permite la realización de una diferenciación entre los diferentes tipos de masas existentes. En efecto, para las masas de vegetación de ribera, más longilíneas que las restantes debido a su adaptación a los cursos fluviales, el índice de dimensión fractal presenta valores mayores que indican la mayor irregularidad del borde de la masa. Asimismo, el área interna y sus porcentajes son, para este tipo de masas, menores debido a que su anchura suele ser muy baja, por lo que sus zonas de borde se llegan a unir sin que exista un núcleo definido. El porcentaje de las masas con área interna es del 11,11 %, y la media de tales áreas 0,01 ha. La relación perímetro-área aparece también como mayor en este tipo de masas, lo que ratifica las conclusiones anteriores.

Tabla 2.: Valores medios en índices de forma

Índice	Roble (Carballeira)	Mezclas	Árboles de ribera
Patton	1,4274	1,5640	1,7111
Compacidad	0,7206	0,6873	0,6311
Perímetro-Área	764,1	915,9	1075,2
Dimensión fractal	1,3774	1,4039	1,4336
Área interna (ha)	0,20	0,03	0,01
% Área interna	5,53	1,52	0,53

Las carballeiras presentan características opuestas a la vegetación de ribera, con menores valores de dimensión fractal que indican una mayor regularidad en sus bordes, junto con valores más altos en cuanto a la superficie de área interna. La menor relación entre perímetro y área también indica una forma más compacta en este tipo de masas, hecho que viene ratificado por el resultado de los valores de la compacidad, los cuales son en general más altos que en los restantes tipos de manchas. Tal característica viene confirmada por el porcentaje de manchas en las que se puede distinguir área interna (41 %), y el tamaño medio de tal área (0,20 ha).

En cuanto a las masas de mezcla, se observan unos valores indicativos de formas de borde irregular, junto con áreas internas de mediano tamaño relativo. El porcentaje de manchas con área interna es del 20 %, con una superficie media bastante baja (0,03 %). Tal irregularidad en este tipo de masas se debe a que en muchas ocasiones se trata de zonas en las que coincide la presencia de individuos de regeneración natural con restos de aprovechamientos forestales en fincas abandonadas. Tales circunstancias se producen en zonas marginales e intersticiales, tales como bordes de carreteras, pistas, tendidos eléctricos y cursos fluviales, por lo que dan lugar a masas con tendencias a formas lineales.

A la vista de los datos existentes, puede indicarse que el mayor problema de las manchas forestales autóctonas en cuanto a su conservación, es la pequeña superficie que las caracteriza. Esto ya es evidente en los resultados obtenidos en cuanto a la superficie total ocupada por este uso del suelo, y se confirma al contemplar el porcentaje medio de área interna de las mismas (5,5 % para las carballeiras, y netamente menores en los restantes tipos), o los valores de la compacidad.

Conectividad espacial

Siguiendo el método arriba descrito, se han localizado espacialmente aquellas zonas en las cuales puede observarse una tendencia al agrupamiento en las manchas.

Estas zonas se pueden ver en la figura nº 2, en la que se muestra la distancia a las manchas de frondosas autóctonas en forma de áreas de influencia o *buffers*, representándose la distancia media al vecino más cercano mediante un cambio en la gama de color de las mismas.

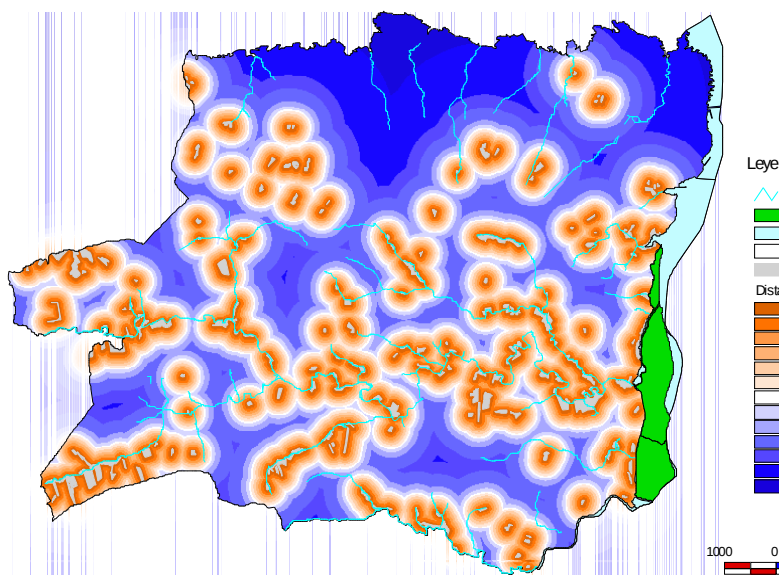


Figura nº 2: Cálculo de la conectividad espacial por la distancia media al vecino más cercano

La imagen permite una diferenciación intuitiva de las zonas en las que existe una mayor conectividad espacial, que serán aquellas que, representadas en naranja, se encuentren en contacto entre sí presentando más de una mancha en su interior. Resulta interesante destacar la vinculación entre la conectividad espacial de las manchas y la red hidrográfica, lo cual puede ser indicativo asimismo de diferentes formas de conectividad funcional. Tal conectividad es obvia en cierta medida si se considera la alta presencia de masas de árboles de ribera que ejercerían una importante función como corredores, elementos que ejercen una importante función conectiva.

Propuestas de actuación

La base metodológica propuesta para la mejora de las condiciones actuales de las zonas de arbolado autóctono consiste básicamente en la delimitación de una serie de zonas objeto de actuación. Tal delimitación se basará en que las zonas reúnan las mejores condiciones para la conservación y fomento de masas arbóreas naturales y seminaturales. El objetivo es la diferenciación de una serie de áreas cuyas características fundamentales hayan de ser:

- Existencia actual de masas de cierta entidad de frondosas autóctonas.
- Existencia de un alto nivel de conectividad espacial.

En tales zonas, además de la protección de las frondosas autóctonas existentes en la actualidad, se promocionará de la aparición, por repoblación o ausencia de interferencia con procesos de regeneración natural, de nuevas zonas de vegetación

natural y seminatural. El procedimiento ideal sería el favorecimiento de las condiciones ambientales propicias para la regeneración y dinámica natural de las masas, con una intención mayor de “desarrollo” que de “construcción” (Zonneveld, 1995). Como consecuencia a tal forma de establecimiento, los nuevos rodales, independientemente de su naturaleza arbustiva o arbórea, pueden crear la función de escalones (considerando como tal (Forman, 1995) una mancha ecológicamente adecuada donde un objeto tal como un animal puede detenerse temporalmente mientras se mueve a lo largo de un medio heterogéneo) que aumenten la conectividad entre las masas de mayor tamaño, cambiando la estructura del paisaje a una más diversa y heterogénea, y con una mínima pérdida de producción forestal inmediata. Con el fin de que los rodales de carballeira tengan cierta significación ecológica, se aconseja una superficie aproximada y ligeramente mayor a la de un círculo de radio 30 m (anchura del efecto borde considerado en las masas).

Selección de las zonas de actuación

Siguiendo los criterios citados con anterioridad, se han seleccionado las zonas de alta conectividad con presencia de carballeiras de mejores características. Tal selección se ha basado en las condiciones siguientes:

- Tamaño mínimo: Se ha fijado 3 ha al ser una superficie considerada en algunos estudios como de cierta significación ecológica a escala local (Sustek, 1998), aún sin ser una referencia precisa.
- Forma: Se han considerado índices bajos de dimensión fractal, índices altos de diversidad de Patton, y altos porcentaje y superficie de área interna como características indicativas de una buena capacidad conservativa frente a influencias externas, y de hábitat óptimo para especies animales y vegetales.
- Composición específica: Se ha valorado la mayor cantidad de elementos propios de las etapas maduras de las series de vegetación presentes en la zona.
- Conectividad espacial: Se han tenido en cuenta las zonas con una conectividad espacial más uniforme, excluyendo las zonas no forestales

El resultado de la designación de zonas de actuación se muestra en la figura nº 3.

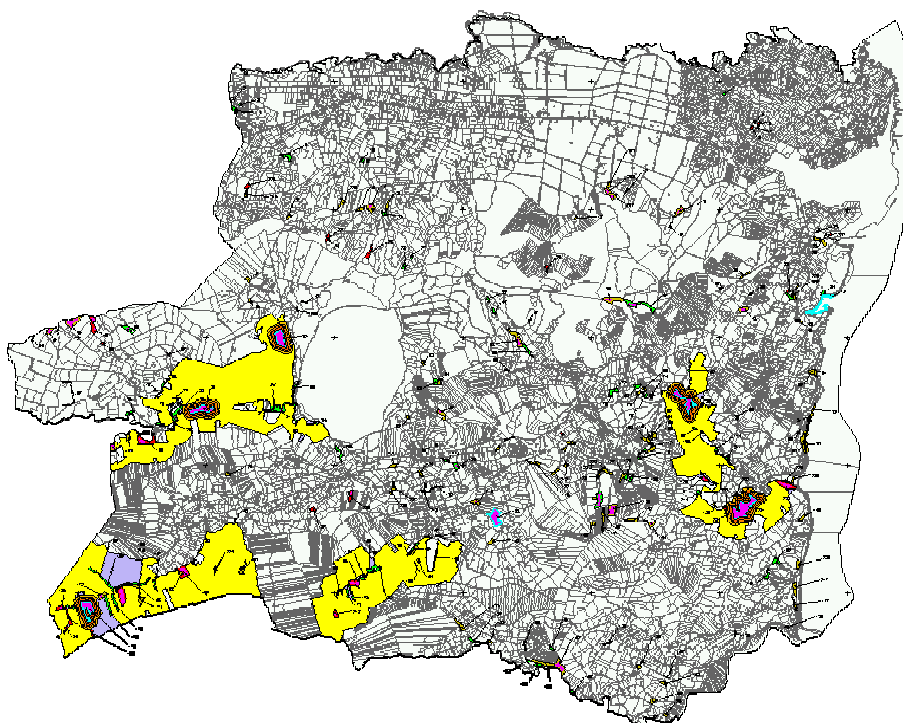


Figura nº 3: Zonas de alta conectividad espacial y zonas no forestales

Marco normativo

Tanto la zonificación realizada como las actuaciones previstas en la misma se han diseñado teniendo como objetivo final su inclusión en una figura de planificación paisajística. La figura que se ha considerado más adecuada, teniendo en cuenta la ausencia actual de normativa específica en cuanto a protección o mejora del paisaje, es la de un Plan de Protección del Paisaje, figura que se contempla en la ley autonómica 1/1997, del Suelo de Galicia. El Plan tendría un ámbito de aplicación municipal, e incluiría la planificación del paisaje para todo el territorio que tal ámbito abarca.

Conclusiones

Las zonas en las que existe un alto nivel de intensificación en cuanto a sus actividades agroforestales también pueden contar con estrategias que permitan el aumento de su complejidad y diversidad ecológica y paisajística. Tales estrategias pueden tomar como base criterios objetivos en cuanto al planteamiento de actuaciones y las zonas en las que éstas han de ejecutarse. Para ello, la utilización de índices y

otras formas de evaluación del paisaje se revela como una herramienta óptima en los procesos de planificación, debido a la perspectiva territorial integrada que implica su aplicación.

Referencias Bibliográficas

- Bannerman, S. (1998): *Biodiversity and Interior Habitats: The Need to Minimize Edge Effects*. Extension Note nº 21. Ministry of Forest Research Program. British Columbia.
- Baudry, J.; Merriam, H.G. (1988): *Connectivity and Connectedness: Funcional versus Structural Patterns in Landscapes*. En Schreiber, K.F. (Editor): *Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*. Munsteroch Geographische Arbeiten, Munster, Alemania
- Burel, F.; Baudry, J. (1999): *Écologie du Paysage. Concepts, Méthodes et Applications*. Editions Tec & Doc. París
- Dover, J.W.; Bunce, R.G.H. (Editores) (1998): *Key Concepts in Landscape Ecology*. IALE-UK.
- Dramstad, W.E.; Fjellstad, W.J.; Fry, G.L.A. (1998): *Landscape Indices: Useful Tools or Misleading Numbers?*. En Dover, J.W.; Bunce, R.G.H. (Editores): *Key Concepts In Landscape Ecology*. IALE-UK.
- Farina, A. (1998): *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. New York.
- Forman, R.T.T. (1995): *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambrigde University Press. EEUU.
- Forman, R.T.T.; Godron, M. (1986): *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- Harris, L.D.(1984): *The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and The Preservation Of Biotic Diversity*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Izco Sevillano, J. (1987): *Galicia*. En Peinado Lorca & Rivas Martínez: *La Vegetación de España*. Universidad de Alcalá. Secretaría General. Servicio de Publicaciones.
- Johnston,C. A.; Pastor, J.; Pinay, G. (1992): *Quantitative Methods for Studying Landscape Boundaries*. En Hansen, A. J. & Di Castri, F. (Editores): *Landscape*

Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. Springer Verlag. New York.

Naveh, Z.; Lieberman, A.S. (1984): *Landscape Ecology. Theory and Application.* Springer-Verlag. New York.

Rivas-Martínez, S. (1987): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España E 1: 400000.* Serie Técnica nº 1. I.C.O.N.A. Madrid.

Sorrell, J. (1999): *Using Geographic Information Systems to Evaluate Forest Fragmentation and Identify Wildlife Corridor Opportunities in the Cataraqui Watershed.* Faculty of Environmental Studies. Department for Canadian Heritage-Ecosystem Management. Ontario

Sustek, Z. (1998): *Biocorridors. Theory and Practice.* En Dover, J.W.; Bunce, R.G.H. (Editores) (1998): *Key Concepts in Landscape Ecology* IALE-UK.

Zonneveld, I. S. (1995): *Land Ecology. An Introduction to Landscape Ecology.* SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Zonneveld, I.S.; Forman, R.T.T. (1990): *Changing Landscapes: An Ecological Perspective.* Springer-Verlag, New York

DIRECCIÓN DE CONTACTO

Emilio Díaz Varela ediazv@lugo.usc.es

M^a Silvia Calvo Iglesias scalvo@lugo.usc.es

Rafael Crecente Maseda rcrecente@lugo.usc.es