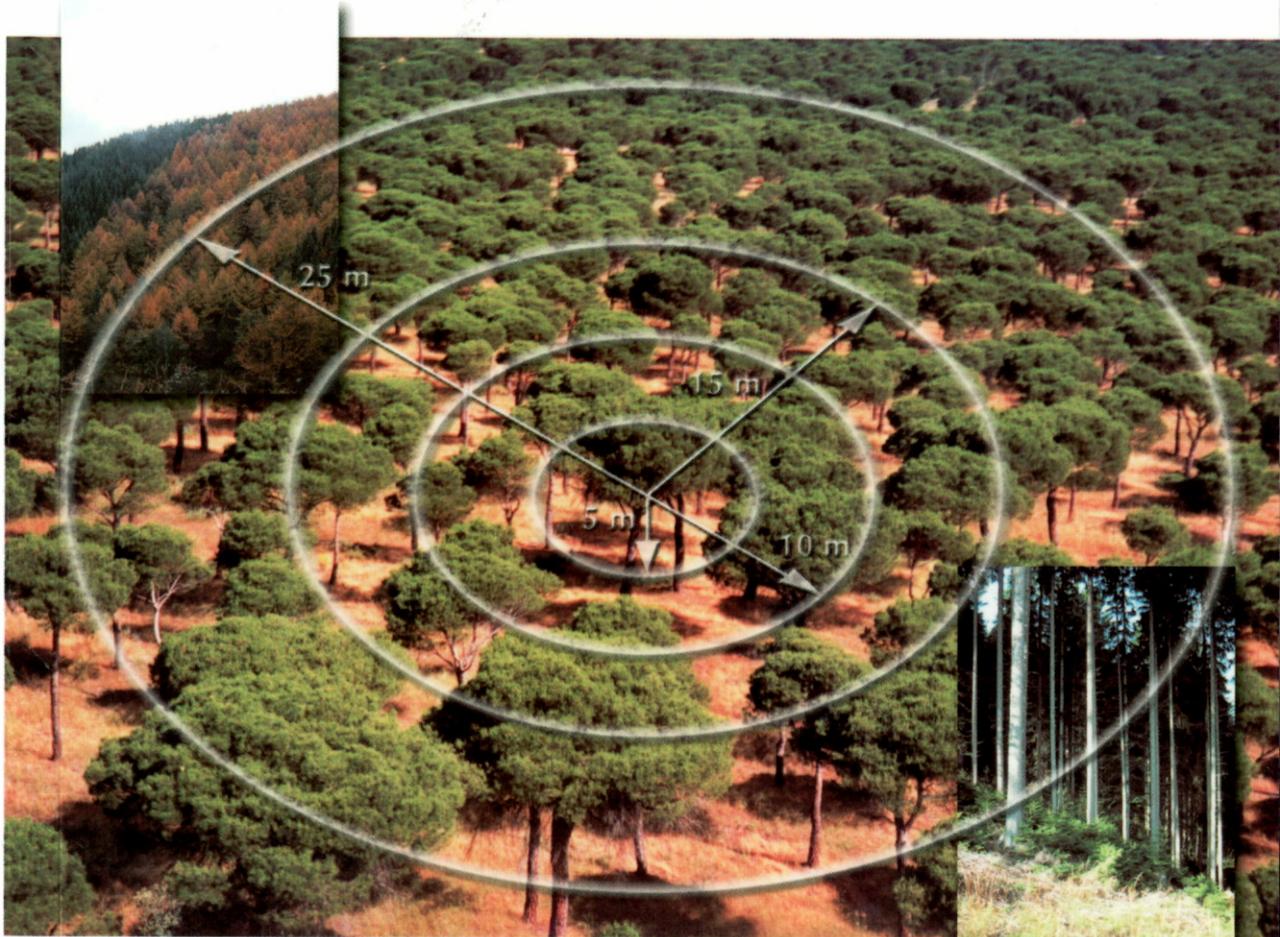




El Inventario Forestal Nacional

Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible



Editores

BRAVO, F.; DEL RÍO, M.; DEL PESO, C.



Edita: Fundación General de la Universidad de Valladolid
Diseño y Producción: Antonio Cristo S.L.
Imprime: Grafistaff S.L.
Depósito Legal: M-20391-2002
ISBN: 84-600-9803-6

El Inventario Forestal Nacional

Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible

Editores

BRAVO, F.; DEL RÍO, M.; DEL PESO, C.



Presentación	7
Capítulo 1	
El Banco de Datos de la Naturaleza y el Inventario Forestal Nacional. VALLEJO, R. Y VILLANUEVA, J. A.	9
Capítulo 2	
El diseño de las parcelas del Inventario Forestal Nacional y la estimación de variables dasométricas. BRAVO, F.; DEL RÍO, M.; PANDO, V.; SAN MARTÍN, R.; MONTERO, G.; ORDOÑEZ, C. Y CAÑELLAS, I.	19
Capítulo 3	
Metodología para la caracterización de la biodiversidad en el Inventario Forestal Nacional. GORDILLO, E.	37
Capítulo 4	
Modificaciones metodológicas al Inventario Forestal Nacional: Periodicidad y variables adicionales	57
4.1. Periodicidad de los Inventarios Forestales Nacionales: Red permanente Basonet de parcelas forestales en el País Vasco. CANTERO, A.	59
4.2. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacionales en Catalunya. IBÁÑEZ, J. J.; VAYREDA, J. Y GRACIA, C.	67
Capítulo 5	
Caracterización selvícola de masas forestales mediante el Inventario Forestal Nacional. DEL PESO, C.; SANITJAS, A.; MONREAL, J. A.; GUERRA, B.; VILLADA, D.; REQUE, J. A.; DOMÍNGUEZ, M.; PRIETO C. Y RUIZ, I.	79

Capítulo 6	
El Inventario Forestal Nacional como herramienta para la Planificación Forestal	105
6.1. El Inventario Forestal Nacional en la Planificación Forestal Regional: El caso de Castilla y León.	
<i>BENGOA, J. L.</i>	109
6.2. El Inventario Forestal Nacional en la Planificación Comarcal. <i>GONZALO, J.</i>	119
Capítulo 7	
Modelación forestal a partir de los datos del Inventario Forestal Nacional. <i>CAÑADAS, N.; BRAVO, F. Y MONTERO, G.</i>	133
Capítulo 8	
Análisis espacial de los datos del Inventario Forestal Nacional utilizando técnicas geoestadísticas.	
<i>NANOS, N.; GIL, L. Y MONTERO, G.</i>	149
Capítulo 9	
La Teledetección y el Inventario Forestal Nacional. Fundamentos y aplicaciones en la Gestión Forestal Sostenible. <i>BRAVO OVIEDO, A. Y DELGADO, J. A.</i>	159
Anexo	
BASIFOR: Aplicación informática para el manejo de bases de datos del Segundo Inventario Forestal Nacional. <i>DEL RÍO, M.; RIVAS, J.; CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; MONTERO, G.; CAÑELLAS, I.; ORDÓÑEZ, C.; PANDO, V.; SAN MARTÍN, R. Y BRAVO, F.</i>	181

Seminario Científico-Técnico sobre el Inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gestión Forestal Sostenible

Presentación

Para tomar decisiones racionales en la gestión de cualquier sistema natural se requiere un previo conocimiento de sus componentes, de su estructura, de sus condiciones y de su funcionamiento. Este es uno de los motivos por los que la Administración Española promovió en los años sesenta del siglo pasado el primer Inventario Forestal Nacional. Este no era otro que el de obtener la mejor información posible en esas épocas sobre nuestros montes para poder saber no sólo que teníamos, sino también como actuar convenientemente.

En la actualidad, abril de 2002, seguimos trabajando en aquel inventario, estando ya en su tercera edición, y con datos disponibles de nueve Comunidades Autónomas. El tiempo transcurrido y los avances de la ciencia estadística y forestal, así como las nuevas tecnologías, nos han permitido mejorar significativamente los datos que entonces se tomaban. De datos de árboles se ha pasado a unos inventarios exhaustivos en donde, además de variables dendro y epidométricas, se recopila información sobre la cubierta arbustiva, fenómenos de erosión, variables relacionadas con la biodiversidad o incluso las posibles aportaciones de las masas forestales como sumideros de carbono.

Es evidente que tras casi cuarenta años de inventarios forestales, recopilando información por toda la geografía española, el volumen de información recogido y archivado en nuestro Banco de datos de la Naturaleza sobre los ecosistemas arbolados es ingente.

La parte más importante de dicha información se publica en soporte imprenta e informático para el conocimiento del público en general, desde políticos a gestores, que deben dictar normas y aplicarlas con el propósito de alcanzar el desarrollo sostenible de los bosques, pero también para todo aquel que esté interesado en conocer, estudiar o analizar el funcionamiento de unos ecosistemas tan complejos como los forestales. No obstante, existe además información complementaria conseguida en los sucesivos inventarios y que se decidió no publicar, bien por ser muy especializada o bien para no editar libros exageradamente gruesos.

En este contexto, es una gran satisfacción para la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, que el departamento de "Producción vegetal y Silvopascicultura" de la Universidad de Valladolid haya decidido promover un seminario denominado "El inventario forestal nacional, elemento clave para la gestión forestal sostenible" –para el que ha contado con el apoyo de esta Dirección General–, en el cual se han explicado concienzudamente las nuevas técnicas incorporadas al tercer ciclo del IFN, los procedimientos recordables para un aprovechamiento exhaustivo de la información adquirida con este proyecto y los ejemplos más interesantes del uso de dicha información.

Todas las ponencias han sido interesantes y de alto nivel, valgan de ejemplo, por su novedad, las relativas a "La biodiversidad en el inventario forestal nacional", "Análisis espacial de los datos del inventario forestal nacional utilizando técnicas geoestadísticas" y "Modelización de existencias forestales mediante parcelas del IFN2 e imágenes THEMATIC MAPPER de LANDSAT 5". O, como ilustración de la ayuda que presta el IFN para alcanzar importantes objetivos, "BASIFOR. Aplicación informática para el manejo de las bases de datos del IFN2", "Red permanente de parcelas de gestión forestal sostenible en el País Vasco" y "El IFN en la planificación forestal de Castilla y León".

Confiamos en que otros seminarios con similar temática se organicen a partir de ahora en algunos de los numerosos centros de enseñanza e investigación que sobre los montes existen actualmente, para lo cual podrán disponer de toda la información que podamos ofrecerles desde el Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente.

Inés González Doncel
Directora General de Conservación de la
Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente

Madrid, mayo de 2002

El Banco de Datos de la Naturaleza y el Inventario Forestal Nacional

R. VALLEJO y
J. A. VILLANUEVA

INTRODUCCIÓN

En el mundo actual, la información es un arma casi tan importante como las convencionales, aunque no sea más que para librar las batallas diarias que se presentan en todas las actividades. El mundo forestal no está fuera de esta tendencia global, siendo muy importante tener una información veraz del estado en que se encuentran los montes y poder saber su evolución, tanto por razones de gestión como, últimamente, por cuestiones de sensibilización en la opinión pública. El establecer un sistema de información que nos proporcione este conocimiento, tiene en el campo forestal dos razones principales que lo apoyan: por un lado el atraso secular que en ese sentido ha venido arrastrando el campo forestal y, por otro, los plazos en los que se desarrolla esta actividad, que suelen ser largos, no notando diferencias significativas de un año a otro, debiendo esperar un periodo, que supera muchas veces la vida profesional de aquellos que se han dedicado a estos temas. Por ello es importante establecer un sistema consistente desde su base y, que pueda superar sin dificultad estos amplios plazos.

En España, esta situación no es tan deficiente como se podía esperar. Ya a mediados de los años sesenta, se inició

Capítulo

el Primer Inventario Forestal Nacional (IFN1), que fue fundamental para conocer el estado de partida de nuestros montes, sirviendo como herramienta planificadora durante casi veinte años, hasta que se inició el Segundo IFN (IFN2). Con diferente metodología que en el primero, el IFN2 estableció las bases para un inventario forestal continuo, de tal manera que en los sucesivos inventarios el seguimiento de los indicadores establecidos está asegurado, incorporándose además las mejoras que durante el plazo de ejecución de cada inventario nos proporcionan las nuevas técnicas, como se ha visto en el Tercer IFN (IFN3), actualmente en curso, dando así respuesta a las inquietudes que sobre estos temas tiene la sociedad actual.

Pero no sólo contamos con este instrumento; también desde el inicio del IFN2, se cuenta con un amplio Sistema de Información Geográfica, ubicado físicamente en el Banco de Datos de la Naturaleza (BDN), y con el que se tiene cubierta la información sobre la evolución forestal, básicamente desde un punto de vista territorial, principalmente mediante la realización del Mapa Forestal de España (MFE), el cual está íntimamente ligado al proyecto del IFN, del que es su cartografía básica. Junto con esta cartografía, existe un numeroso elenco que bien directamente, a través del IFN, o por otros medios, sirve para innumerables estudios, entre ellas tenemos las capas geográficas de las propiedades forestales, espacios naturales protegidos, etc.

Conscientes, como ya se ha apuntado al principio, del valor de la información y de lo que parece aún más importante, del conocimiento de la existencia de esa información: saber qué hay, dónde y de qué manera se encuentra accesible; es por lo que iniciamos este libro con una descripción somera de estos dos instru-

mentos, el BDN y el IFN, siendo sobre este último en el que recaerá el grueso de los capítulos posteriores.

EL BANCO DE DATOS DE LA NATURALEZA

Dentro de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (DGCN), el BDN es el área de gestión encargada de recopilar, administrar y difundir la información generada en el desarrollo de las funciones de la propia Dirección General. En su gran mayoría la información generada es de tipo georreferenciada, esto quiere decir que tiene un reflejo físico sobre el territorio y por tanto se puede mapificar; esta característica de la información hace que la estructura informática del BDN se base en los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Sería demasiado prolijo y fuera de contexto explicar el funcionamiento de un SIG y sus potencialidades, pero básicamente hay que decir que nos sirve para hacer análisis espacial, no sólo las consultas a la base de datos alfanumérica, sino consultas espaciales donde entran como variables la proximidad, la conectividad, etc. Esto es lo que hace del BDN, un centro de información a tener en cuenta por todos aquellos que necesiten manejar información sobre el medio ambiente, especialmente a nivel nacional, al encontrarse depositada en él un amplio elenco de información que, dada las características competenciales de la DGCN, son de carácter nacional.

Las funciones del BDN son tres: la primera es la recopilación de la información, tanto la producida por la DGCN como por otros organismos productores de cartografía temática o general (IGN, SGE, etc.). La segunda, es el análisis de la información para obtención de resul-

tados propios de un SIG; estos análisis pueden ser solicitados por los distintos servicios de la DCGN o por entes u organismos exteriores a ésta. Por último, la difusión es la faceta que más tiempo y personal consume, pudiendo decir que el 90% de estos recursos se dedican a ello; esto es debido fundamentalmente a que el BDN contiene una información necesaria para muchos trabajos y que por diversas causas no están disponibles en el mercado; la única manera de conseguirla es por petición individualizada.

A continuación vamos a describir la información existente en el BDN y por tanto, utilizable. Podemos agrupar la información en dos grandes bloques, el primero referente a la cartografía general, que es la base cartográfica a utilizar y sobre la que se referencian todos los temas estudiados; el segundo es el de la cartografía temática, elaborada en su mayor parte por la DGCN y con una temática muy específica. Por último haremos especial referencia a la vinculación que el BDN tiene con el proyecto del IFN y las aplicaciones prácticas que con los datos del IFN se hacen.

Cartografía general topográfica

Procede en su mayor parte del Instituto Geográfico Nacional (IGN), salvo las específicas de los Parques Nacionales y Centros, que han sido elaboradas por éstos o adquiridas a organismos productores de una cartografía de mayor escala. La cartografía del IGN existente es la BCN200, es decir la Base Cartográfica Nacional a escala 1:200.000; ésta es la única capa con carácter nacional existente, ya que la más deseable, que sería la BCN25, está aun inconclusa. Para su utilización, especialmente en temas de aná-

lisis, no hay que olvidar el denominador de su escala, limitándonos las aplicaciones como mínimo a nivel provincial; todo lo que sea bajar de esta entidad geográfica implicaría errores muy groseros. En concreto estamos hablando de las capas de curvas de nivel y su Modelo Digital del Terreno (MDT) de paso de malla de 200 m de la hidrografía, núcleos de población y carreteras. En cuanto a los límites administrativos, estamos mejor surtidos; en este caso hablamos de la capa de la BCN25 que sí está completa a nivel nacional.

Aunque no es cartografía sí podemos considerar en este capítulo, como material cartográfico de uso general, las ortofotos digitales del Registro Oleícola Español, pertenecientes al Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Éstas son de alta resolución (1m de pixel), existiendo en un total de 37 provincias, coincidentes con la distribución del olivo en España.

Cartografía temática

Vamos a describir sucintamente la principal cartografía temática de la que es depositaria el BDN, para centrarnos después en la relación que tiene éste con el IFN.

Mapa Forestal de España

Lo que empezara como un proyecto individual, representado por el Mapa Forestal de España (MFE) de Juan Ruíz de la Torre, ha pasado a ser un proyecto continuo análogo al Inventario Forestal Nacional, al que le sirve como soporte cartográfico, y por tanto con una periodicidad esperada de diez años. En cada versión el MFE representará la realidad de los bosques y matorrales españoles.

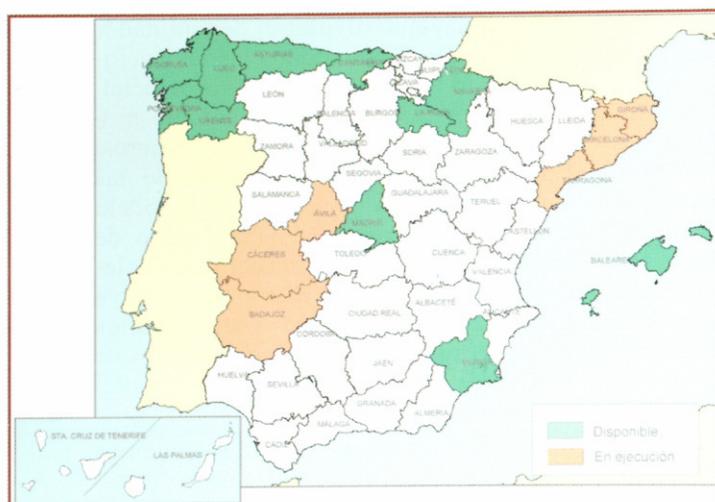


Figura 1. Situación de disponibilidad de datos del MFE50. Las provincias en color son las disponibles

El MFE de Ruíz de la Torre, es un mapa con una información extraordinaria, tanto por su cobertura nacional como por la información que da, siendo más botánico que forestal. Una vez acabada la realización de éste, se comenzó un nuevo mapa que, aunque basado en la información del anterior, tiene una serie de variantes que si bien menguan sus características botánicas, enriquecen las eminentemente forestales y de exactitud cartográfica. Así, la nueva versión del mapa tiene una escala de representación real de 1:50.000 con una tesela mínima representada de 6,5 ha que puede disminuir a 2 ha en casos concretos. La base alfanumérica está formada por las tres especies forestales con mayor presencia en la tesela, indicando la ocupación de cada una de ellas respecto a las otras, sus diferentes estados y la fracción de cubierta arbórea del total de la tesela. Su principal interés, para nosotros, es de servir de cartografía al IFN, utilizándose tanto en la definición de la muestra como en la definición de estratos. La situación actual del MFE50 (Febrero de 2002) es la presentada en al Figura 1.

Propiedades Forestales

Una de las cartografías derivadas del IFN es la de las propiedades forestales. En realidad debería llamarse las propiedades forestales con algún tipo de relación tutorial con la administración forestal, ya que lo que no está diferenciado de manera individualizada son los predios particulares, apareciendo éstos por diferencia con el resto de superficie forestal.

Su importancia es capital en el proceso de datos del IFN a la hora de dar resultados por tipo de propiedad. Asimismo, para cualquier planificación de política forestal es importante conocer el tipo de propiedad, habiendo sido muy utilizada en la elaboración de la Estrategia Forestal Nacional.

quier planificación de política forestal es importante conocer el tipo de propiedad, habiendo sido muy utilizada en la elaboración de la Estrategia Forestal Nacional.

Inventario de Hábitats

Es la información base sobre la que se apoyan gran parte de las acciones de conservación que lleva a cabo la DGCN. Aparecen los hábitats que se inventariaron como consecuencia de la Directiva 92/43/CEE, y sobre los que se ha procedido a seleccionar los que formarán parte de la futura Red Natura 2000. Es una capa que por su modo de realización tiene bastantes errores, especialmente cartográficos, utilizando una clasificación sigmatista para describir las comunidades vegetales, lo que resta claridad para una interpretación sencilla. No obstante, no cabe duda que por su escala de trabajo y por representar en cierta manera los lugares más representativos de esos hábitats, es importante y necesaria para gran número de aplicaciones.

Áreas sensibles

Comprende lo que conocemos por áreas sensibles desde el punto de vista medioambiental, y son los Espacios Naturales Protegidos, las ZEPAS, los RAMSAR y los LIC'S (Figura 2). Todos estos, son los espacios que a juicio de las autoridades medioambientales del país, están mejor conservados o que por sus características naturales han de ser protegidas. Muchos de ellos formarán parte de la Red Natura 2000 que será la gran red de conservación a nivel comunitario.

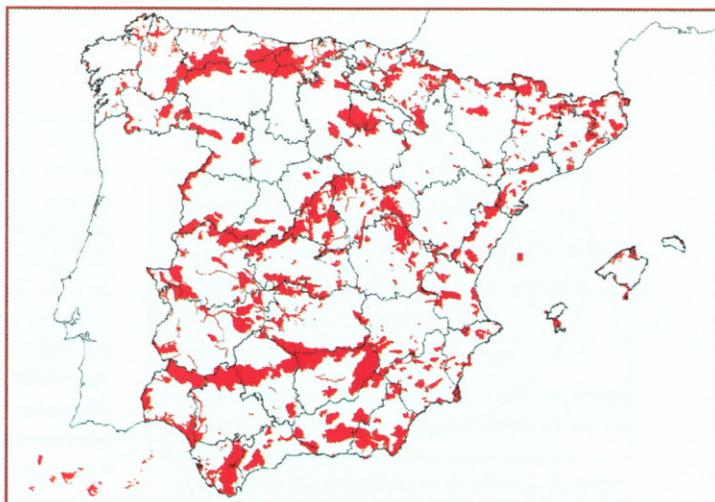


Figura 2. Mapa de Lugares de Importancia Comunitaria

Productividad Potencial Forestal

Fruto de un convenio con el INIA, se obtuvieron planos provinciales con escala de trabajo 1:200.000 de la Productividad Potencial Forestal (PPF), definida a partir del criterio establecido en el Índice de Paterson. Es un trabajo complejo, en el que partiendo de dos capas que muestran los condicionantes ecológicos de la estación, edáficos y climáticos, se obtiene una resultado que es la productividad potencial forestal.

Mapa Forestal de Ceballos

Se ha digitalizado este mapa clásico de la cartografía forestal. A pesar de su antigüedad tiene la importancia de que se pueden separar con bastante aproximación lo que son masas naturales de las repobladas, siendo de momento la única fuente que nos proporciona este dato, tan importante a la hora de definir regiones de procedencia.

Otras capas de información, importantes para la actividad propia del BDN y para la sociedad en general, son las que

se relacionan a continuación:

- Estados Erosivos.
- Cartografía de Parques Nacionales y Centros.
- Regiones de Procedencia de Material Genético Forestal.
- Región de Identificación y utilización del Material Forestal de Reproducción (RIUS).
- Modelos de Combustibles.
- Atlas Nacionales de Flora y de Fauna.
- Distribución de las especies de Caza Mayor.
- Mapa Fitoclimático de Allué.
- Mapa de Suelos de la UE.
- Mapa de Series de Vegetación.

EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL: ESTRUCTURA, DESARROLLO Y PERSPECTIVAS

Las estadísticas forestales a escala provincial, regional y nacional se basan

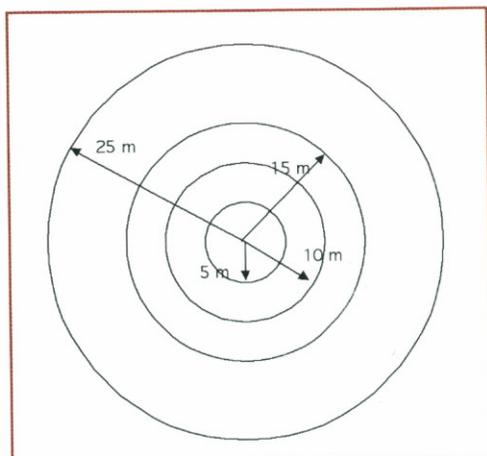


Figura 3. Diseño de las parcelas del Inventario Forestal Nacional

en el IFN. En estos momentos, está ejecutándose el tercer ciclo del IFN, cuyos dos primeros duraron desde 1966 a 1975 y desde 1986 a 1996. El IFN1 no se diseñó como un inventario continuo por lo que sus resultados no son directamente comparables con las nuevas actualizaciones del mismo. Sin embargo, el IFN2 se diseñó como un inventario continuo con un ciclo de remediación de 10 años. En el IFN2 se utilizó como base para estimar las superficies y para formar estratos el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) a escala 1:50.000 del año 1974 (en algunas comunidades autónomas se utilizaron mapas forestales más actualizados). Con la información anterior se delimitaron las áreas forestales. Tomando como malla de muestreo la de las coordenadas UTM de un kilómetro de lado, se instaló una parcela de radio variable en cada nodo de la citada malla, siempre que coincidiese con un área forestal previamente delimitada. La parcela estaba compuesta de cuatro subparcelas de radios 5, 10, 15 y 25 metros (Figura 3). En cada una de estas subparcelas el diámetro

mínimo inventariable es igual a 75, 125, 225 y 425 mm respectivamente. En los árboles inventariables así seleccionados (denominados pies mayores en el IFN) se midió el diámetro normal y la altura total. Además, de entre los anteriores árboles se seleccionaron 6 como árboles tipo en los que se midió, además del diámetro normal y la altura, diámetro de copa, espesor de corteza, crecimiento radial de los últimos 5 años, altura del fuste y diámetro a los 4 metros. Además se toman datos del regenerado, el matorral leñoso y otros aspectos complementarios, como estado selvícola y erosivo.

Aunque el objetivo general de estos tres inventarios ha sido el mismo, conocer la situación de los montes españoles, los cambios habidos en la sociedad en los más de treinta años transcurridos entre el diseño del primero y del tercero han influido notablemente en este último diseño, que ha introducido una serie de novedades que lo diferencian de los anteriores. Estas novedades son de dos tipos: técnicas e informativas.

Novedades técnicas del IFN3

Los avances científicos de los últimos años han favorecido mejoras en los sistemas de trabajo del IFN siendo las más importantes las siguientes:

- a) Utilización de un mapa forestal actualizado y de fácil manipulación con un sistema de información geográfica.
- b) Toma de datos de campo mediante un registrador electrónico u ordenador portátil que, además de favorecer el trabajo del operador, disminuye la cantidad de posibles errores y suministra la información con mayor rapidez y seguridad.

- c) Nuevos aparatos de medición que mejoran la precisión y abaratan los costes.
- d) Uso de un sistema de información geográfica (SIG) de altas prestaciones.
- e) Publicación de los resultados en CD-ROM con una aplicación que ayuda a la manipulación de los datos cartográficos y alfanuméricos.
- f) Método de inventario diferenciado para los árboles fuera del monte.
- g) Localización de las parcelas de campo con la ayuda de ortofotos aéreas con las líneas UTM kilométricas impresas.

Novedades informativas del IFN3

- a) Aumento de la cantidad de parámetros considerados.
- b) Estudio de la evolución del paisaje.
- c) Añadido de los criterios e indicadores del desarrollo y gestión sostenibles.
- d) Comparaciones dasométricas y dendrométricas con las parcelas repetidas.
- e) Nueva tabla de superficies de nivel de usos del suelo.
- f) Estudio de la biodiversidad.
- g) Valoración económica de los ecosistemas forestales en todos sus aspectos.
- h) Introducción de un capítulo socioeconómico del sector forestal.
- i) Evaluación de la biomasa arbórea total.

Nueva estructura de la presentación de resultados en libro y CD-ROM

Se ha modificado la presentación de resultados estructurándola en ámbitos y capítulos, quedando de esta forma:

- Capítulo I.- Ámbito físico natural.
- Capítulo II.- Ámbito de riesgos.
- Capítulo III.- Ámbito técnico.
- Capítulo IV.- Ámbito socioeconómico.
- Capítulo V.- Ámbito infraestructural.
- Capítulo VI.- Ámbito institucional.
- Capítulo VII.- Ámbito de capacidades.
- Capítulo VIII.- Ámbito de valoración económica.
- Capítulo IX.- Comparaciones.
- Capítulo X.- Criterios e indicaciones paneuropeas de gestión sostenible de bosques.
- Anexo.- La transformación histórica del paisaje forestal.

La publicación de los datos en soporte informático no sólo es más barata y facilita su estudio y aprehensión sino que, con la ayuda de un soporte lógico ("software") desarrollado expresamente para este proyecto, posibilita su manejo y modificación para lograr tablas y cartografía a escala diferente de la provincia o de agrupaciones nuevas, así como visionar las fotografías tomadas en las parcelas y las mediciones efectuadas en ellas. En la Figura 4 se presenta el formato de la publicación en forma de libro del IFN3.

Desarrollo y perspectivas

En las distintas comunidades autónomas, según sus necesidades y demandas, se están añadiendo aquellas informaciones particulares que mejoran y amplían el inventario, con la condición de que no aumenten demasiado el presupuesto de gastos y sea factible su correspondiente toma de datos. Si a lo largo del proyecto apareciesen nuevos objetivos en la planificación y manejo de los ecosistemas forestales



Figura 4. Formato del libro del IFN3

se procurará incorporar su estudio al inventario.

Actualmente, febrero de 2002, está publicada la provincia de A Coruña, en imprenta las de Pontevedra, Lugo y Ourense, con los resultados disponibles las de Asturias, Baleares, Murcia, Cantabria, Navarra, La Rioja, Madrid, Tarragona y Girona, y con las labores de campo acabadas y en proceso de datos las de Barcelona, Lleida, Cáceres y Badajoz. Aunque existe un pequeño retraso en el plan de inventariación se espera superarlo pronto y así tener acabada toda España en el año 2006.

EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL EN EL BANCO DE DATOS DE LA NATURALEZA

El proyecto del IFN además de haber sido la primera razón de ser para el BDN, pues su creación estuvo desde el primer momento destinada a dar servicio al IFN tanto en su faceta cartográfica como de cálculo, sigue siendo hoy día una de las principales fuentes de información con que cuenta el BDN, siendo además una de las más utilizadas en los análisis que efectúa.

Una vez acabado el IFN2, el BDN cuenta con una información completísima a nivel nacional, siendo estos datos imprescindibles, hoy día, para la realización de cualquier análisis o salida gráfica a este nivel territorial. Para ello nos basamos tanto en los datos elaborados y finales, como son los estratos, como en los datos de campo y los semielaborados de las parcelas, que hasta ahora no se habían publicado. El total de más de noventa parámetros por cada uno de los más de 90.000 puntos de muestreo en todo el territorio nacional, da un juego muy amplio especialmente en lo relativo a características dendrométricas y dasométricas y su evolución en los sucesivos inventarios. Además de que los parámetros medidos son muy exactos por haberse extraído directamente del mundo real, contamos con una georreferenciación de gran exactitud.

No cabe duda que con la realización del IFN3 se va a enriquecer aún más tanto el BDN, como las aplicaciones que del proyecto se hacen, especialmente con los nuevos datos aportados de comparación de árbol a árbol y de los nuevos módulos que se han incorporado al IFN como son el estudio de la biodiversidad, fragmentación de hábitats forestales y evaluación integral del monte.

En la actualidad el IFN es una de las capas más solicitadas al BDN, correspondiendo al 11% de las peticiones totales solicitadas en el ejercicio 2000, lo que supone alrededor de un centenar de solicitudes de información, las más veces de tipo personalizado. Las aplicaciones que desde el BDN se han realizado de los datos del IFN derivan de la propiedad de éstos de estar georreferenciados. Por un lado, los ficheros de campo y semielaborados tienen como referencia a las parcelas y por tanto su georreferenciación viene dada por las coordenadas de éstas y, por otro, la cartografía de estratos, a la que se puede unir toda la información que de éstos se proporciona en el IFN.

Una de las aplicaciones más directas es la localización de puntos con presencia de una determinada especie arbórea forestal. Esto nos posibilita realizar mapas de presencia de especies a nivel nacional o regional; en estos casos, la discrecionalidad de la información se suple con la escala de trabajo. También podemos, basándonos en los datos de parcela buscar puntos concretos de muestreo donde sepamos con certeza que vamos a encontrar especies, a veces difícilmente representadas en otras cartografías (por ejemplo tejo, acebo, etc.), o bien buscando árboles con unas características morfométricas determinadas (por ejemplo pinos silvestres con más de 35 metros en el Sistema Ibérico). En este tipo de aplicaciones de presencia de especies, tenemos entre otras:

- Realización de planos de presencia para el INIA.
- Planos de publicaciones como el propio inventario, publicaciones del MFE, etc.
- Planos de las RIUS.
- Estudio de frondosas de madera noble de Castilla y León.

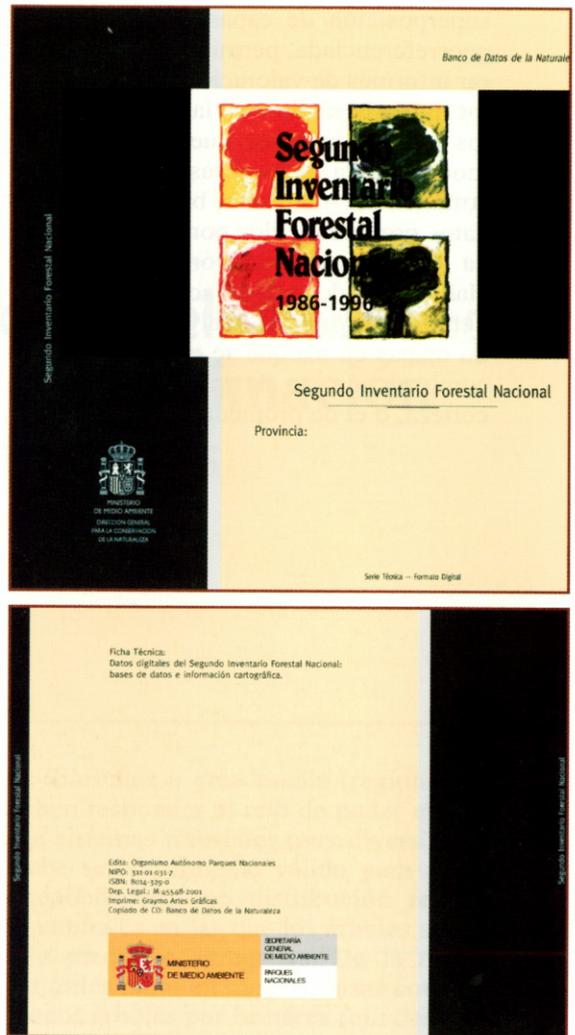


Figura 5. Formato de la publicación digital del IFN2

Si sobre lo que trabajamos son los estratos, tenemos un sin número de aplicaciones, al contener éstos toda la información elaborada del Inventario. La asignación del uso de la tierra definida en los estratos, ha generado una de las cartografías que más se han utilizado, al ser casi la única que con carácter nacional existe. La posibilidad que tienen los SIG de

superposición de capas de información georreferenciada, permitió al BDN generar informes de valoración de los grandes incendios basándose en la información de los estratos, informes que han servido de modelo para numerosas Comunidades Autónomas. Asimismo, basándose en los datos proporcionados por los estratos, se ha prestado colaboración al IGN en la elaboración del Atlas Nacional en el cuaderno concerniente a Selvicultura, sacando mapas en los que se expresan valores como el número de pies, volumen con corteza, o el de propiedades forestales.

Dadas las grandes posibilidades con la que cuenta la explotación personalizada de los datos del IFN depositados en el BDN, y viendo las numerosas peticiones que de ellos se hacen todos los años, la DGCN ha decidido sacar una publicación digital con los datos provinciales del IFN2 (Figura 5). En ellos se encuentran tanto los datos de parcelas, brutos y semielaborados, y los datos de coberturas de estratos y propiedades. Como novedad se ha incluido, asimismo, el programa BASIFOR para la utilización rápida de los datos de las parcelas. 

El diseño de las parcelas del Inventario Forestal Nacional y la estimación de variables dasométricas

F. BRAVO; M. DEL RÍO;
V. PANDO; R. SAN
MARTÍN; G. MONTERO;
C. ORDOÑEZ e
I. CAÑELLAS

INTRODUCCIÓN

Los inventarios forestales a gran escala (regionales o nacionales) deben responder al reto de poder evaluar adecuadamente sistemas forestales muy diversos con un diseño que debe ser igualmente válido para masas procedentes de repoblación, con distribución regular, como para masas naturales en las que los árboles se distribuyen al azar o mediante agregados. De la misma manera, deben ser útiles tanto en masas densas como en masas con muy pocos árboles por hectárea (ej.: dehesas) o en masas distribuidas de forma lineal (ej.: plantaciones de Salicáceas). Por todo lo anterior, el tipo y forma de la parcela es un factor crucial en el diseño de todo inventario a gran escala.

Una de las primeras decisiones que se debe tomar al diseñar inventarios forestales es el tipo de parcela. Aunque existen diversas alternativas, son dos los tipos de parcelas más habitualmente utilizados: las parcelas de radio fijo y las parcelas de radio variable. El muestreo mediante parcelas de radio fijo es el método más antiguo de muestreo forestal y es el más ampliamente usado en inventarios a escala monte. Habitualmente las parcelas son de forma circular ya que para una superficie determi-

nada la probabilidad de encontrar un árbol en el borde de la parcela es menor, mientras que su tamaño depende de la densidad de la masa forestal y del objetivo del inventario. Las parcelas de radio variable tienen su origen en el desarrollo del relascopio después de la Segunda Guerra Mundial. Pronto se vio que las parcelas de radio variable son un método rápido y barato para obtener estimaciones aceptables de las variables que caracterizan las masas forestales. SCHREUDER *et al.* (1993) indican que tanto las parcelas de radio variable como las de radio fijo tienen sus ventajas y sus inconvenientes. Así, estos autores señalan que las parcelas de radio fijo son más eficientes para estimar el número de árboles por hectárea, la mortalidad, la masa incorporada y el crecimiento, mientras que las parcelas de radio variable son más eficientes para estimar el área basimétrica, el volumen y las cortas. A pesar de lo anterior las parcelas de radio variable se han utilizado con éxito para estudiar tanto el crecimiento (ZUMRAWI Y HANN, 1993; BRAVO *et al.*, 2001) como la mortalidad (ej.: HANN Y WANG, 1990; MONSERUD Y STERBA, 1999, BRAVO *et al.*, 2001). Incluso se han desarrollado modelos de producción tanto de árbol individual como de rodal completo para su uso en planificación selvícola basándose en parcelas de radio variable (HANN *et al.*, 1995; MONSERUD Y STERBA, 1999).

Otro problema que deben afrontar los inventarios a gran escala es intentar captar la variabilidad espacial de las masas. Para ello dos estrategias son las habitualmente utilizadas: utilizar parcelas de gran tamaño o disponer una serie de parcelas más pequeñas agrupadas. Ambas estrategias han sido empleadas con éxito. Además, la distancia entre parcelas dentro del grupo o "cluster" debe ser decidida con cuidado. TOKOLA Y SHRESTHA (1999) encontraron que un "cluster" de

tres parcelas dispuestas sobre un triángulo equilátero de 25 metros de lado provee muy poca información adicional frente a una única parcela.

En Europa las parcelas de radio variable son habitualmente utilizadas en inventarios a gran escala. El inventario forestal nacional español (IFN) utiliza una parcela compuesta por cuatro subparcelas de radios 5, 10, 15 y 25 metros con diámetros mínimos inventariables que cambian con el radio considerado; estas parcelas se disponen sobre los nodos de la malla de coordenadas UTM de un kilómetro de lado siempre que estén poblados por vegetación forestal. El inventario forestal suizo (STIERLIN *et al.*, 1994) utiliza una parcela compuesta de dos subparcelas de radio 8 y 12,6 metros para la toma de datos dendrométricos, que se sitúa dentro de una parcela cuadrada (de 50 por 50 metros) en la que se toman datos cualitativos de la estación del rodal; estas parcelas se sitúan en los nodos de una malla de 1,4 por 1,4 kilómetros. Por su parte en Bélgica, el inventario forestal valón (RONDEUX Y LECOMTE, 2001) utiliza cuatro parcelas concéntricas de radio entre 2,25 y 18 metros para las mediciones dendrométricas y una parcela de radio 30 metros para obtener datos sobre gestión forestal sostenible; las parcelas están dispuestas sobre una malla de 1 por 0,5 kilómetros. El inventario forestal francés (BENOS, 2001; DRAPIER Y CLUZEAU, 2001) utiliza tres parcelas concéntricas de radios 6, 9 y 15 metros para la toma de datos dendrométricos y dos parcelas de radios 15 y 25 metros para la toma de datos de la estación. En todos estos casos analizados el ciclo del inventario o periodo entre mediciones sucesivas es de 10 años. Un caso particular es el inventario forestal austriaco (MONSERUD Y STERBA, 1999) que utiliza un grupo o "cluster" de cuatro parcelas de radio variable dispuestas

sobre una malla de 3,89 por 3,89 kilómetros; cada una de las parcelas está compuesta por una parcela de radio 2,6 metros para árboles de entre 5 y 10,4 cm de diámetro normal y un muestreo relacópico utilizando un BAF igual a cuatro para el resto de los árboles; además, el ciclo del inventario austriaco es de cinco años.

El diseño de parcelas de radio variable implica la necesidad de utilizar unos factores de expansión para poder conocer los resultados por unidad de superficie. Los factores de expansión son coeficientes que multiplicados adecuadamente convierten las parcelas concéntricas en estimaciones de las parcelas "reales" del radio máximo considerado en las anteriores. El factor de expansión (f_i) se define como la relación que existe entre la superficie de referencia (en general una hectárea) y la superficie de la parcela [Ecuación 1]. El uso de estos factores está plenamente justificado si se pretenden estimar existencias a una escala adecuada para planificar una política forestal nacional, pero es más problemático si se pretenden estimar distribuciones diamétricas, índices de densidad, etc, de parcelas reales. Por otra parte debe considerarse la distribución espacial de las masas forestales, que varía en función del origen de la masa y de los tratamientos selvícolas que se hayan realizado, influyendo en los resultados de la expansión.

$$[1] \quad f_i = \frac{10.000}{\pi * R_i^2}$$

donde, R_i es el radio de la parcela. Se utiliza el valor 10.000 para referir el factor de expansión a la hectárea.

Como ya hemos comentado, las parcelas concéntricas de radio múltiple son ampliamente utilizadas en la gestión

forestal. Sin embargo, el empleo de este tipo de parcelas para estimar variables de masa para cada parcela debe hacerse sobre la base del conocimiento de la influencia de factores como la distribución espacial de los árboles o la densidad sobre la citada estimación. Los datos del IFN han sido utilizados para diversos objetivos como la modelización de diferentes tipos de masas (IBÁÑEZ ULARGUI, 1987; CANTERO *et al.*, 1995; BRAVO, 1999; CAÑADAS, 2000), la caracterización dasométrica (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2001; PRIETO *et al.*, 2001), la optimización del tamaño de parcelas de muestro en inventarios para gestión forestal (CONDÉS Y MARTÍNEZ-MILLÁN, 2001), caracterizar distribuciones diamétricas (CONDÉS Y MARTÍNEZ-MILLÁN, 1997), combinado con otros datos para estudiar la calidad de la estación (BRAVO-OVIEDO Y MONTERO, 2001), la planificación forestal y la producción en volumen (BRAVO Y DELGADO, 2001) o de la biodiversidad (GORDILLO *et al.*, 1999 y 2001). Por tanto, es fundamental estudiar detenidamente la forma en que se estiman las variables de masa en distintos tipos de rodales forestales a partir de los datos del IFN.

El objetivo de este capítulo es evaluar el uso de los factores de expansión en el tratamiento de los datos del IFN y discutir el tamaño de parcela óptimo de modo que se puedan obtener resultados precisos al menor coste posible. En general existe consenso en considerar que las parcelas de un inventario forestal deben ser lo suficientemente grandes como para estimar adecuadamente las variables de interés. Sin embargo, aún queda una cuestión pendiente: ¿cómo de grande es suficientemente grande? Por tanto, el resto del capítulo está dedicado a comprobar el uso de los factores de expansión en la estimación de variables dasométricas de interés.

MATERIAL Y MÉTODOS

Datos

Se han utilizado un total de 310 parcelas, de las que 286 son parcelas permanentes, de forma rectangular y tamaño variable, distribuidas por distintos tipos de masas forestales. Las 24 parcelas restantes son temporales de forma circular y de radio 25 metros. En todas las parcelas se midió el diámetro de todos los árboles inventariables y se situaron los mismos mediante coordenadas polares. En la Tabla 1 se puede observar la distribución y características de las parcelas utilizadas.

Además de las parcelas reales se simuló parcelas con el objetivo de completar los tipos de rodales disponibles. Para ello, se han utilizado diferentes distribuciones espaciales para situación de los árboles y diferentes distribuciones diamétricas para los mismos (siempre distribuciones de Weibull, pero con diferentes parámetros de localización, escala y forma). Se han simulado un total de 896 parcelas. De ellas se seleccionaron aproximadamente la mitad (450) para distribución espacial de tipo regular y 446 para distribución espacial de tipo Poisson.

Con este objetivo, en primer lugar se definieron las características de las par-

Tabla 1. Distribución y características de las parcelas empleadas para comprobar los factores de expansión

Provincia	Sitio	Especie ¹	Origen	Radio máximo (m)	Nº de parcelas
Navarra	S ^a de Urbasa	<i>Fs</i>	Natural	25	3
Vizcaya	Altube	<i>Fs</i>	Natural	25	5
La Rioja	S ^a Cebollera	<i>Fs</i>	Natural	25	2
Valladolid	Viana de Cega	<i>Pp</i>	Natural	25	7
Avila	Hoyo de Pinares	<i>Pp</i>	Natural	25	5
Segovia	Navafría	<i>Ps</i>	Natural	25	2
Guadalajara	Atienza	<i>Ppi</i>	Artificial	10	10
Valladolid	Varios	<i>Pp</i>	Natural	15	19
Valladolid	Varios	<i>Pp</i>	Natural	25	11
Huelva	Varios	<i>Pp</i>	Varios	5	27
Huelva	Varios	<i>Pp</i>	Varios	10	63
Huelva	Varios	<i>Pp</i>	Varios	15	63
Huelva	Varios	<i>Pp</i>	Varios	25	39
Segovia	Navafría	<i>Ps</i>	Natural	10	6
Segovia	Navafría	<i>Ps</i>	Natural	15	6
Palencia	Páramos	<i>Ps</i>	Artificial	10	16
León	Páramos	<i>Ps</i>	Artificial	10	10
Guadalajara	Barriopedro	<i>Qf</i>	Natural	15	7
Madrid	Navacerrada	<i>Qp</i>	Natural	15	9

¹ *Fs*: *Fagus sylvatica* L.; *Pp*: *Pinus pinea* L.; *Ps*: *Pinus sylvestris* L.; *Ppi*: *Pinus pinaster* Ait.; *Qf*: *Quercus faginea* Lamk.; *Qp*: *Quercus pyrenaica* Willd.

celas a simular en cuanto a número de árboles por hectárea, diámetro mínimo, diámetro medio y diámetro medio cuadrático. Para el número de árboles por hectárea se seleccionaron valores aleatorios comprendidos entre dos valores extremos representativos de las masas forestales españolas (250 y 4000 árboles/ha). Como diámetro mínimo se utilizó siempre 7,5 cm, por lo cual éste fue siempre el parámetro de localización de la función de distribución de Weibull [Ecuación 2]. Los valores para el diámetro medio y para el diámetro medio cuadrático de los árboles de las parcelas se seleccionaron en el rango comprendido entre 10 y 40 cm. Estos dos valores son los que han servido para definir los parámetros de escala y forma de la función de distribución Weibull para asignar una distribución diamétrica a las parcelas.

$$[2] \quad F(x) = 1 - e^{-\left[\frac{x-a}{b}\right]^c}$$

para $x > a$, donde a es el parámetro de localización, b el de escala y c el de forma.

Para la simulación de los diámetros de los árboles se seleccionaron números aleatorios entre 0 y 1, y posteriormente a estos números se les aplicó la inversa de la función de distribución de Weibull [Ecuación 3].

$$[3] \quad (d = a + b * (-\ln(1 - x))^{1/c})$$

Para la simulación de cada una de las parcelas de distribución espacial regular se construyó una parcela cuadrada de 50 metros de lado y sobre ella se superpuso una malla cuadrada con tantos elementos como árboles corresponderían a esa parcela de acuerdo con la densidad deseada. A continuación se eligió un punto de forma aleatoria en cada elemento de la malla y se limitó la simulación a la parcela circular de radio 25 metros inscrita dentro del cuadrado de lado 50. En el caso de la simulación de las distribuciones espaciales de tipo Poisson se construyó también una parcela cuadrada de 50 metros de lado y se calculó las coordenadas rectangulares para la posición de cada árbol utilizando distribuciones uni-

Tabla 2. Características generales de las parcelas reales y simuladas

	N^1	\bar{X}	S	MIN	Q1	Q3	MAX
Reales							
Árboles/ha	305	444,920	426,958	27,2889	139,012	611,899	2260,000
AB ² (m ² /ha)	305	14,468	10,409	0,6561	6,127	20,061	44,784
Poisson							
Árboles/ha	446	914,312	348,428	361,600	687,549	1074,614	2897,893
AB (m ² /ha)	446	38,607	6,995	20,964	34,010	42,533	60,512
Regular							
Árboles/ha	450	912,511	391,440	254,648	646,806	1089,893	3885,927
AB (m ² /ha)	450	38,651	7,390	19,765	33,444	43,835	59,463

¹ N: número de observaciones, X: media de los errores relativos, S: desviación típica de los errores relativos, Q1 y Q3: primer y tercer cuartil respectivamente. MIN: valor mínimo, MAX: valor máximo, S: desviación típica.
² AB: área basimétrica en m² por hectárea.

formas independientes en ambas coordenadas. Después se restringía la simulación a la parcela circular de radio 25 metros inscrita en el cuadrado de lado 50. En ninguno de los dos casos se consideró una distancia mínima entre árboles ni relaciones distancia-diámetro mínimo. Finalmente, cada una de las parcelas simuladas fue medida y expandida de acuerdo con los criterios del IFN para el total de la parcela. También se hicieron expansiones basadas únicamente en las parcelas centrales de radios 5, 10 y 15 metros respectivamente. Una vez realizadas estas cuatro expansiones se ha comparado el resultado de las diferentes expansiones para cada radio frente a los valores verdaderos de cada variable utilizando errores relativos. Las características generales del conjunto de parcelas (reales y simuladas) se muestra en la Tabla 2.

Métodos estadísticos

Se ha realizado un análisis descriptivo de los errores relativos de la estimación del número de árboles por hectárea y del área basimétrica tanto para las parcelas reales como para las parcelas simuladas con cada una de las distribuciones espaciales. El análisis descriptivo ha consistido en:

- Cálculo de las medidas descriptivas básicas: tamaño muestral, media, desviación típica, mínimo, máximo, intervalo de confianza al 95% para la media [Ecuación 4] e intervalo de predicción al 95% [Ecuación 5]

$$[4] \bar{X} \pm t_{n-1, \frac{\alpha}{2}} \frac{S}{\sqrt{n}} \quad [5] \bar{X} \pm t_{n-1, \frac{\alpha}{2}} S \sqrt{1 + \frac{1}{n}}$$

- Gráfico comparativo con los diagramas de cajas (box-plot) de las parcelas

reales y simuladas y cada una de las extensiones.

- Gráficos de línea de los intervalos de confianza y predicción para cada uno de los tipos de masas reales y para las distribuciones espaciales simuladas.
- Comparación de varianzas, mediante test de la F, de las sucesivas extensiones para cada uno de los tipos de masas reales y para las distribuciones espaciales simuladas.
- Comparación de varianzas, mediante test de la F, de cada una de las distribuciones espaciales simuladas para cada una de las extensiones.

RESULTADOS

Parcelas reales

Del análisis de las parcelas reales se deduce que la estimación del número de árboles por hectárea es insesgado para todos los radios de las parcelas del IFN (Tablas 3 a 6). El intervalo de confianza de la media del número de árboles por hectárea contiene el valor cero para todas las masas estudiadas excepto para las masas de pino piñonero en Huelva. Esto puede deberse a la gran variabilidad interna de estas masas. Por tanto puede asegurarse que para casi todas las masas el método de muestreo del IFN permite obtener una estimación aceptable de esta variable. Los errores relativos promedios con la parcela completa del IFN (25 metros de radio) son próximos al 10%, excepto para las masas de pino piñonero en Huelva que se disparan hasta casi un 40%. En la Figura 1 se pueden observar las características de los errores relativos en la estimación del número de árboles por hectárea.

Tabla 3. Errores relativos en el número de árboles por hectárea utilizando expansiones basadas en el radio de 5 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE ²	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
<i>Fs</i>	10	-0,309	0,528	-0,687	0,069	-1,562	0,944	-1,00	0,498
<i>Ps/nat</i>	14	0,106	0,268	-0,049	0,261	-0,493	0,705	-0,399	0,630
<i>Qp</i>	8	-0,144	0,422	-0,497	0,208	-1,203	0,914	-0,732	0,501
<i>Ppi</i>	6	0,205	0,232	-0,038	0,448	-0,438	0,848	-0,106	0,455
<i>Pp/VH</i>	12	0,105	1,024	-0,545	0,755	-2,240	2,450	-1,000	2,333
<i>Pp/VA</i>	30	-0,078	0,843	-0,393	0,236	-1,830	1,674	-1,000	2,047
<i>Pp/H</i>	192	0,456	1,109	0,298	0,614	-1,738	2,649	-1,000	8,332
<i>Qf</i>	7	0,303	0,638	-0,286	0,893	-1,365	1,972	-0,426	1,202
<i>Ps/rep</i>	26	-0,017	0,261	-0,123	0,088	-0,566	0,531	-0,624	0,498
TOTAL	305	0,284	0,983	0,173	0,395	-1,655	2,222	-1,000	8,332

¹ Abreviaturas, no descritas, como en la tabla 2.

² *Fs*: *Fagus sylvatica*, *Ps/nat*: Parcelas de *Pinus sylvestris* de origen natural, *Qp*: *Quercus pyrenaica*, *Ppi*: *Pinus pinaster*, *Pp/VH*: Parcelas de *Pinus pinea* en Viana y El Hoyo, *Pp/VA*: Parcelas de *Pinus pinea* en Valladolid, *Pp/H*: Parcelas de *Pinus pinea* en Huelva, *Qf*: *Quercus faginea*, *Ps/rep*: Parcelas de *Pinus sylvestris* procedentes de repoblación. M1 y M2: Intervalo de confianza al 95% para la media. P1 y P2: Intervalo de predicción al 95%.

Tabla 4. Errores relativos en el número de árboles por hectárea utilizando expansiones basadas en el radio de 10 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
<i>Fs</i>	10	-0,063	0,259	-0,248	0,122	-0,677	0,550	-0,537	0,287
<i>Ps/nat</i>	14	-0,008	0,181	-0,113	0,096	-0,412	0,396	-0,407	0,359
<i>Qp</i>	8	0,047	0,416	-0,301	0,395	-0,997	1,092	-0,641	0,769
<i>Ppi</i>	6	0,104	0,068	0,032	0,175	-0,085	0,293	0,005	0,182
<i>Pp/VH</i>	12	-0,088	0,256	-0,251	0,075	-0,675	0,500	-0,583	0,287
<i>Pp/VA</i>	30	0,051	0,430	-0,109	0,212	-0,842	0,944	-1,000	1,101
<i>Pp/H</i>	164	0,419	0,800	0,305	0,533	-1,163	2,001	-1,000	8,332
<i>Qf</i>	7	0,315	0,624	-0,263	0,892	-1,319	1,948	-0,426	1,202
<i>Ps/rep</i>	26	0,019	0,136	-0,036	0,074	-0,266	0,304	-0,251	0,351
TOTAL	277	0,275	0,691	0,197	0,353	-1,086	1,636	-1,000	8,332

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 5. Errores relativos en el número de árboles por hectárea utilizando expansiones basadas en el radio de 15 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
<i>Fs</i>	10	-0,053	0,208	-0,202	0,096	-0,546	0,440	-0,412	0,216
<i>Ps/nat</i>	8	-0,023	0,193	-0,184	0,139	-0,506	0,461	-0,407	0,262
<i>Qp</i>	8	0,051	0,415	-0,296	0,398	-0,989	1,091	-0,641	0,769
<i>Ppi</i>									
<i>Pp/VH</i>	12	-0,137	0,208	-0,270	-0,005	-0,614	0,339	-0,488	0,144
<i>Pp/VA</i>	30	0,082	0,312	-0,035	0,198	-0,568	0,731	-0,669	1,101
<i>Pp/H</i>	102	0,292	0,621	0,170	0,414	-0,946	1,530	-0,653	4,832
<i>Qf</i>	7	0,315	0,624	-0,263	0,892	-1,319	1,948	-0,426	1,202
<i>Ps/rep</i>									
TOTAL	177	0,184	0,535	0,104	0,263	-0,875	1,242	-0,669	4,832

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

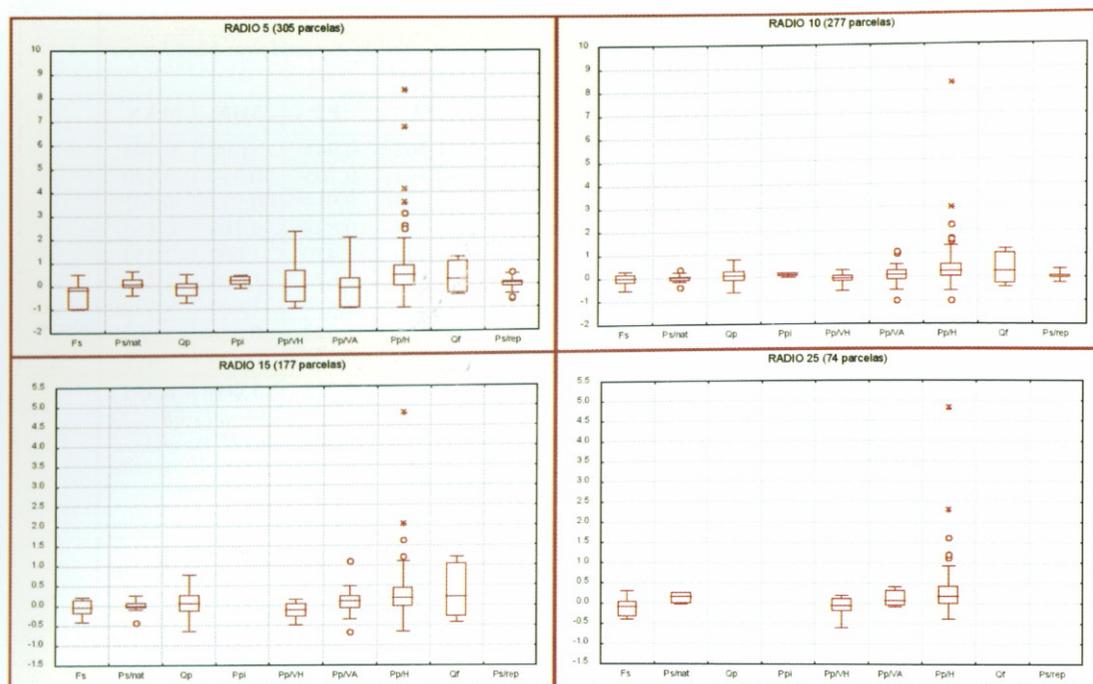


Figura 1. Principales características de los errores relativos de la estimación del número de árboles por hectárea para cada tipo de masa utilizando parcelas reales. Abreviaturas como en la tabla 3

Tabla 6. Errores relativos en el número de árboles por hectárea utilizando expansiones basadas en el radio de 15 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
Fs	10	-0,102	0,250	-0,281	0,076	-0,695	0,490	-0,387	0,301
Ps/nat	2	0,124	0,196	-1,634	1,882	-2,921	3,168	-0,014	0,262
Qp									
Ppi									
Pp/VH	12	-0,084	0,247	-0,241	0,073	-0,650	0,482	-0,602	0,203
Pp/VA	11	0,116	0,204	-0,021	0,253	-0,358	0,591	-0,086	0,415
Pp/H	39	0,431	0,913	0,135	0,727	-1,441	2,303	-0,376	4,832
Qf									
Ps/rep									
TOTAL	74	0,220	0,716	0,055	0,386	-1,215	1,656	-0,602	4,832

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 7. Comparación de varianzas de las sucesivas extensiones para el número de árboles por hectárea utilizando las 52 parcelas reales con radio máximo igual a 25 m

COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
RADIO 5-RADIO10	2,70364	1,63615	1,65244	0,0703
RADIO 10-RADIO15	1,63615	0,59813	2,72187	0,0004
RADIO 15-RADIO 25	0,59813	0,59668	1,00374	0,9892

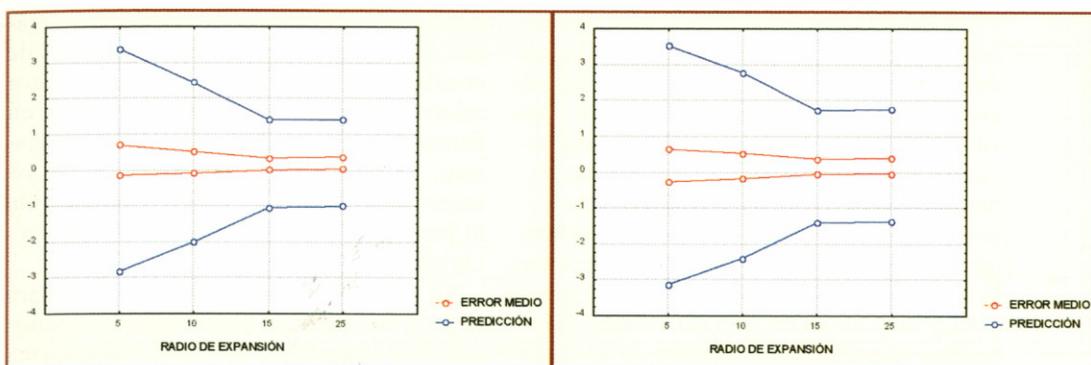


Figura 2. Intervalo de confianza al 95% para el error relativo medio e intervalo de predicción al 95% para el error relativo del número de árboles por hectárea (gráfico de la izquierda) y del área basimétrica (gráfico de la derecha) en función del radio de la parcela (se han utilizado las 52 parcelas reales de radio 25 metros)

Tabla 8. Errores relativos en el área basimétrica utilizando expansiones basadas en el radio de 5 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
Fs	10	-0,167	0,637	-0,623	0,289	-1,679	1,345	-1,000	0,663
Ps/nat	14	0,134	0,342	-0,063	0,332	-0,630	0,899	-0,362	1,048
Qp	8	-0,252	0,440	-0,620	0,116	-1,356	0,852	-0,874	0,337
Ppi	6	0,140	0,178	-0,047	0,328	-0,355	0,636	-0,135	0,355
Pp/VH	12	0,773	1,890	-0,428	1,974	-3,556	5,103	-1,000	4,159
Pp/VA	30	-0,106	0,787	-0,400	0,188	-1,744	1,531	-1,000	1,951
Pp/H	192	0,484	1,050	0,335	0,634	-1,592	2,561	-1,000	6,376
Qf	7	0,333	0,810	-0,416	1,083	-1,786	2,453	-0,507	1,740
Ps/rep	26	-0,045	0,219	-0,134	0,043	-0,504	0,413	-0,509	0,386
TOTAL	305	0,325	0,997	0,213	0,438	-1,639	2,290	-1,000	6,376

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 9. Errores relativos en el área basimétrica utilizando expansiones basadas en el radio de 10 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
Fs	10	0,143	0,443	-0,174	0,461	-0,909	1,196	-0,551	1,235
Ps/nat	14	-0,025	0,187	-0,133	0,083	-0,444	0,394	-0,277	0,504
Qp	8	0,010	0,347	-0,280	0,301	-0,861	0,881	-0,752	0,293
Ppi	6	0,055	0,104	-0,054	0,164	-0,234	0,343	-0,063	0,182
Pp/VH	12	0,177	0,733	-0,289	0,643	-1,503	1,857	-0,920	1,669
Pp/VA	30	0,054	0,437	-0,109	0,217	-0,854	0,962	-1,000	1,323
Pp/H	164	0,309	0,695	0,202	0,417	-1,068	1,687	-1,000	6,260
Qf	7	0,371	0,780	-0,350	1,092	-1,669	2,411	-0,507	1,740
Ps/rep	26	-0,013	0,069	-0,041	0,015	-0,158	0,132	-0,160	0,090
TOTAL	277	0,210	0,609	0,138	0,282	-0,990	1,411	-1,000	6,260

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

La eficiencia de las diferentes coronas que componen las parcelas concéntricas del IFN ha sido estudiada mediante el análisis de las diferencias entre las varianzas encontradas entre las estimaciones del número de árboles por hectárea para cada radio. El resultado del análisis de las 52 parcelas con radio máximo igual a 25 metros y algún árbol mayor en la última corona (diámetro normal mayor a 42,5 cm), muestra que no existen diferencias significativas cuando se utilizan parcelas de 25 metros con respecto a las parcelas de 15 metros (Tabla 7). Es decir se puede obviar el último radio cuando se

estima el número de árboles por hectárea. La Figura 2 muestra los intervalos de confianza y de predicción para el error relativo del número de árboles por ha en función del radio de la parcela de muestreo. Se observa que la reducción en los intervalos citados es prácticamente nula al pasar de parcelas de radio 15 a parcelas de radio 25 metros.

El análisis anterior se ha repetido para el área basimétrica con resultados análogos. La estimación del área basimétrica es insesgada para casi todos los tipos de masa empleando cualquiera de los radios de las parcelas del IFN (Tablas 8 a 11).

Tabla 10. Errores relativos en el área basimétrica utilizando expansiones basadas en el radio de 15 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
<i>Fs</i>	10	0,049	0,198	-0,092	0,191	-0,420	0,519	-0,358	0,309
<i>Ps/nat</i>	8	-0,060	0,154	-0,188	0,069	-0,445	0,325	-0,277	0,183
<i>Qp</i>	8	0,020	0,347	-0,270	0,310	-0,851	0,891	-0,752	0,293
<i>Ppi</i>									
<i>Pp/VH</i>	12	0,009	0,368	-0,225	0,242	-0,834	0,851	-0,709	0,818
<i>Pp/VA</i>	30	0,108	0,330	-0,015	0,231	-0,577	0,794	-0,644	1,323
<i>Pp/H</i>	102	0,268	0,511	0,167	0,368	-0,752	1,288	-0,719	3,579
<i>Qf</i>	7	0,371	0,780	-0,350	1,092	-1,669	2,411	-0,507	1,740
<i>Ps/rep</i>									
TOTAL	177	0,189	0,467	0,120	0,258	-0,736	1,114	-0,752	3,579

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 11. Errores relativos en el área basimétrica utilizando expansiones basadas en el radio de 25 metros de las parcelas reales¹

ESPECIE	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
<i>Fs</i>	10	-0,027	0,200	-0,171	0,116	-0,503	0,448	-0,422	0,212
<i>Ps/nat</i>	2	0,088	0,135	-1,126	1,301	-2,014	2,189	-0,008	0,183
<i>Qp</i>									
<i>Ppi</i>									
<i>Pp/VH</i>	12	0,113	0,276	-0,062	0,289	-0,520	0,747	-0,213	0,818
<i>Pp/VA</i>	11	0,138	0,202	0,002	0,273	-0,332	0,607	-0,058	0,537
<i>Pp/H</i>	39	0,407	0,736	0,168	0,645	-1,102	1,915	-0,365	3,579
<i>Qf</i>									
<i>Ps/rep</i>									
TOTAL	74	0,252	0,578	0,118	0,386	-0,907	1,411	-0,422	3,579

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

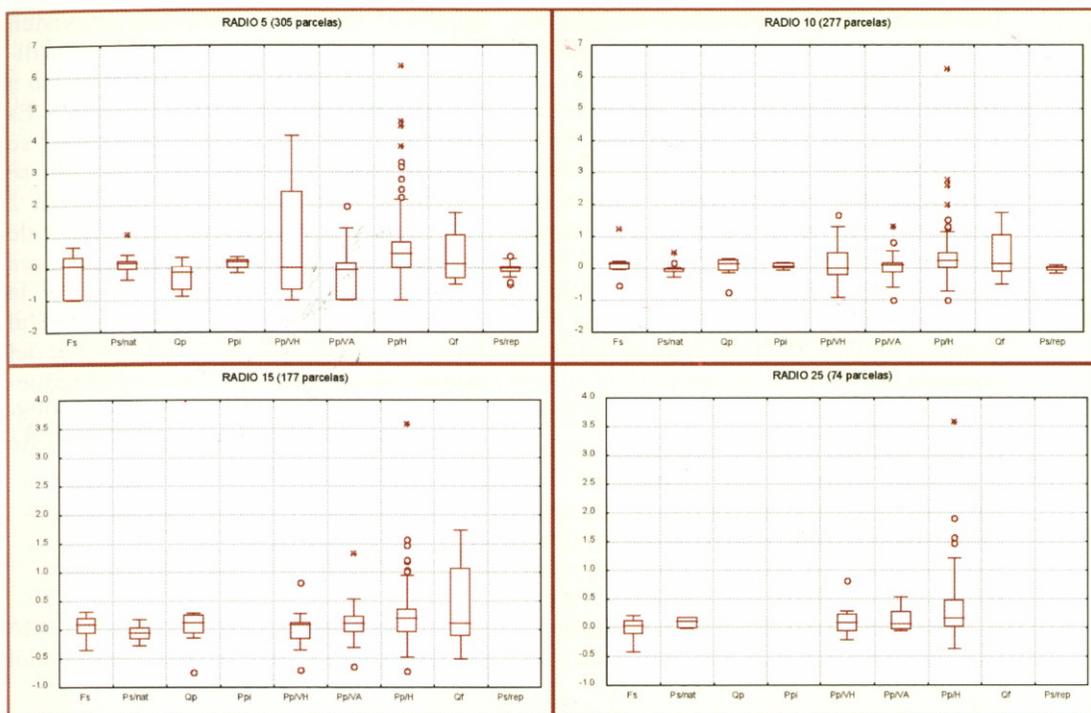


Figura 3. Principales características de los errores relativos de la estimación del área basimétrica para cada tipo de masa utilizando parcelas reales. Abreviaturas como en la tabla 3

Tabla 12. Comparación de varianzas de las sucesivas extensiones para el área basimétrica utilizando las 52 parcelas reales con radio máximo igual a 25 m

COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
RADIO 5-RADIO10	2,35045	1,20365	1,95277	0,0163
RADIO 10-RADIO15	1,20365	0,371157	3,24296	0,0000
RADIO 15-RADIO 25	0,371157	0,356924	1,03988	0,8873

Tabla 13. Errores relativos en el número de árboles por hectárea para las parcelas simuladas con distribución espacial de tipo Poisson¹

RAD. EXP.	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
5 metros	446	-0,0279	0,388	-0,064	0,008	-0,791	0,735	-1,000	1,564
10 metros	446	-0,0011	0,187	-0,018	0,016	-0,368	0,366	-0,579	0,831
15 metros	446	0,0018	0,150	-0,012	0,016	-0,294	0,298	-0,518	0,512
25 metros	446	0,0013	0,150	-0,013	0,015	-0,294	0,297	-0,518	0,512

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Las masas de pino piñonero en Huelva presentan una estimación del área basimétrica sesgada por arriba; este sesgo puede deberse a la gran variabilidad interna de estas masas. Los errores relativos oscilan alrededor del 10% cuando se utilizan las parcelas de 25 metros de radio, excepto en el caso de las masas onubenses de pino piñonero que se disparan hasta el 37%. En la Figura 3 se pueden observar las características de los errores relativos en la estimación del área basimétrica.

Análogamente al caso del número de árboles por hectárea, la eficiencia de las diferentes coronas que componen las parcelas concéntricas del IFN ha sido estudiada mediante el análisis de las diferencias entre las varianzas encontradas entre las estimaciones del área basimétrica para cada radio. El resultado del análisis de las 52 parcelas con radio máximo

igual a 25 metros, muestra que no existen diferencias significativas cuando se utilizan parcelas de 25 metros con respecto a las parcelas de 15 metros (Tabla 12). Es decir, al igual que en el caso anterior se puede obviar el último radio cuando se estima el área basimétrica. La Figura 2 muestra los intervalos de confianza y de predicción para el error relativo del área basimétrica en función del radio de la parcela de muestreo. Se observa que al igual que en el caso de la estimación del número de árboles por hectárea la reducción en los intervalos citados es prácticamente nula al pasar de parcelas de radio 15 a parcelas de radio 25.

Parcelas simuladas

De las 896 parcelas simuladas, 446 corresponden a una distribución espacial

Tabla 14. Errores relativos en el número de árboles por hectárea para las parcelas simuladas con distribución espacial de tipo Regular¹

RAD. EXP.	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
5 metros	450	-0,0143	0,219	-0,035	0,006	-0,444	0,416	-0,737	0,724
10 metros	450	-0,0008	0,098	-0,010	0,008	-0,193	0,191	-0,375	0,289
15 metros	450	0,0043	0,096	-0,005	0,013	-0,184	0,192	-0,280	0,340
25 metros	450	0,0040	0,095	-0,005	0,013	-0,183	0,191	-0,296	0,340

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 15. Comparación de varianzas de las sucesivas expansiones para el número de árboles por hectárea en cada una de las distribuciones espaciales

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL	COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
POISSON	RADIO 5-RADIO10	0,1503130	0,0348167	4,31728	0,0000
	RADIO 10-RADIO15	0,0348167	0,0226405	1,53780	0,0000
	RADIO 15-RADIO 25	0,0226405	0,0225187	1,00541	0,9546
REGULAR	RADIO 5-RADIO10	0,0477924	0,0095106	5,02515	0,0000
	RADIO 10-RADIO15	0,0095106	0,0091472	1,03973	0,6799
	RADIO 15-RADIO 25	0,0091472	0,0090335	1,01259	0,8946

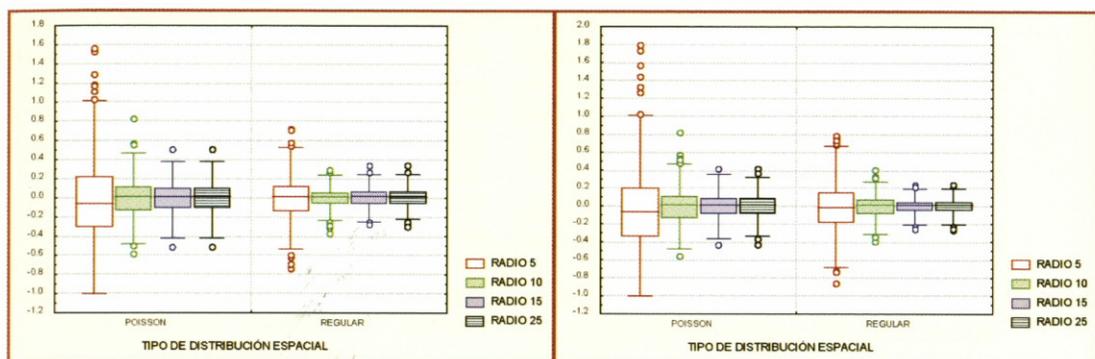


Figura 4. Principales características de los errores relativos de la estimación del número de árboles por hectárea (gráfico de la izquierda) y del área basimétrica (gráfico de la derecha) para cada tipo de parcela simulada (Poisson y regular)

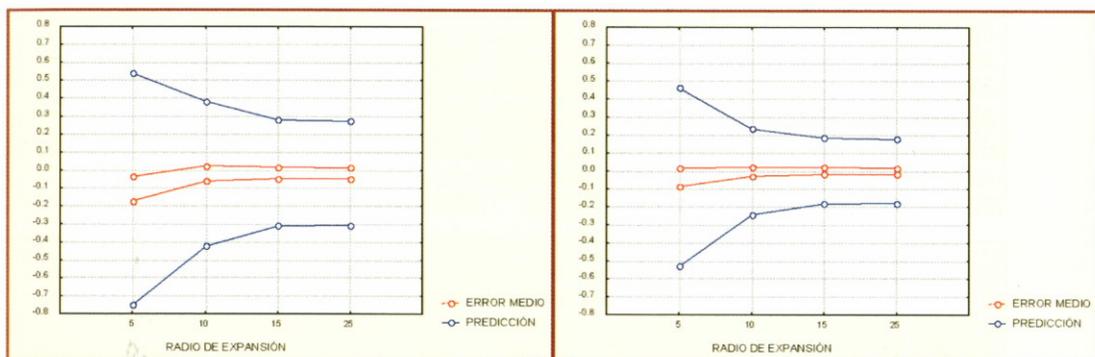


Figura 5. Intervalo de confianza al 95% para el error relativo medio e intervalo de predicción al 95% para el error relativo del número de árboles por hectárea en función del radio de la parcela y del tipo de parcela simulada. A la izquierda aparecen los intervalos para las parcelas de tipo Poisson y a la derecha para las parcelas de tipo regular

tipo Poisson y 450 a una distribución regular. Se observa en las Tablas 13 y 14 que la precisión obtenida en la estimación del número de árboles por hectárea con parcelas del IFN es mayor en las parcelas regulares que en las de tipo Poisson. El incremento en el radio de la parcela hace que aumente la precisión, de modo que las parcelas de 25 m son las más precisas en ambos tipos de parcela. En los dos tipos de distribución y para todos los radios la estimación de esta variable es insesgada. La Figura 4 mues-

tra las características de los errores relativos en la estimación del número de árboles por hectárea para cada tipo de distribución espacial.

Para comparar las sucesivas expansiones de las parcelas se utilizaron tan sólo las parcelas con algún árbol mayor a 42,5 centímetros en alguna de las coronas. Esto se cumple en 179 parcelas de las simuladas. En la Tabla 15 y en la Figura 5 se muestra que para ambas distribuciones espaciales la última corona de la parcela (radio 25 m) no añade una mejora en

la estimación del número de árboles por hectárea. Incluso cuando la distribución espacial es regular con la parcela de radio 10 se obtiene una precisión similar que cuando se emplean las coronas de radio 15 y 25 m.

Del análisis de la estimación del área basimétrica se deduce que en las dos distribuciones espaciales simuladas las parcelas del tipo de las del IFN produce estimaciones insesgadas del área basimé-

trica. Este método produce unos intervalos de confianza más pequeños, tanto para la media como para la predicción, en las parcelas regulares (Tablas 16 y 17). La Figura 4 muestra las principales características de los datos analizados. En la Figura 6 y en la Tabla 18, se comprueba que la última corona de las parcelas del IFN (radio 25 m) no aumenta la precisión en la estimación del área basimétrica.

Tabla 16. Errores relativos en el área basimétrica para las parcelas simuladas con distribución espacial de tipo Poisson¹

RADIO DE EXPANSIÓN	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
5 metros	446	-0,0398	0,415	-0,078	-0,001	-0,855	0,776	-1,000	1,803
10 metros	446	-0,0005	0,189	-0,018	0,017	-0,373	0,372	-0,549	0,826
15 metros	446	0,0032	0,132	-0,009	0,016	-0,257	0,264	-0,432	0,416
25 metros	446	0,0025	0,132	-0,010	0,015	-0,256	0,261	-0,432	0,416

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 17. Errores relativos en el área basimétrica para las parcelas simuladas con distribución espacial de tipo Regular¹

RADIO DE EXPANSIÓN	N	\bar{X}	S	M1	M2	P1	P2	MIN.	MAX.
5 metros	450	-0,0212	0,267	-0,046	-0,004	-0,547	0,505	-0,858	0,781
10 metros	450	-0,0071	0,119	-0,018	-0,004	-0,242	0,227	-0,395	0,405
15 metros	450	0,0001	0,084	-0,008	0,008	-0,164	0,165	-0,247	0,242
25 metros	450	0,0002	0,082	-0,008	0,007	-0,161	0,160	-0,270	0,242

¹ Abreviaturas y símbolos no descritos como en las tablas 2 y 3.

Tabla 18. Comparación de varianzas de las sucesivas expansiones para el área basimétrica en cada una de las distribuciones espaciales

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL	COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
POISSON	RADIO 5-RADIO10	0,1717930	0,0357705	4,80265	0,0000
	RADIO 10-RADIO15	0,0357705	0,0175118	2,04265	0,0000
	RADIO 15-RADIO 25	0,0175118	0,0172962	1,01246	0,8961
REGULAR	RADIO 5-RADIO10	0,0715442	0,0142063	5,03609	0,0000
	RADIO 10-RADIO15	0,0142063	0,0069857	2,03362	0,0000
	RADIO 15-RADIO 25	0,0069857	0,0066704	1,04727	0,6248

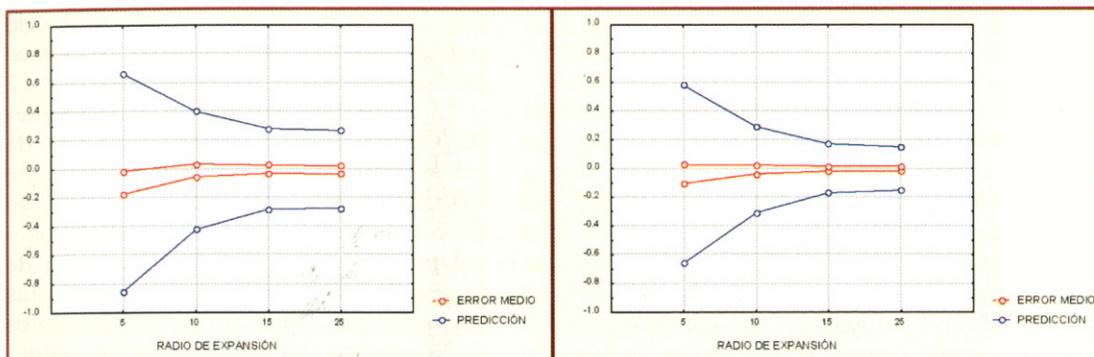


Figura 6. Intervalo de confianza al 95% para el error relativo medio e intervalo de predicción al 95% para el error relativo del área basimétrica en función del radio de la parcela y del tipo de parcela simulada. A la izquierda aparecen los intervalos para las parcelas de tipo Poisson y a la derecha para las parcelas de tipo regular

La comparación entre los resultados obtenidos para cada tipo de distribución con cada uno de los diferentes radios (Tablas 19 y 20), muestra que existen diferencias en la eficiencia de las parcelas en función de las distribuciones espaciales estudiadas. En las parcelas

regulares el método IFN es más eficiente que las parcelas con distribución de los árboles al azar (Poisson). La varianza de los errores es unas dos veces y media mayor en el caso de distribución al azar (Poisson) que en la distribución regular.

Tabla 19. Comparación de varianzas de las distribuciones espaciales para el número de árboles por hectárea en cada una de las expansiones

RADIO DE EXPANSIÓN	COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
RADIO 5	POISSON-REGULAR	0,1503130	0,0477924	3,14513	0,0000
RADIO 10	POISSON-REGULAR	0,0348167	0,0095106	3,66081	0,0000
RADIO 15	POISSON-REGULAR	0,0226405	0,0091472	2,47512	0,0000
RADIO 25	POISSON-REGULAR	0,0225187	0,0090335	2,49280	0,0000

Tabla 20. Comparación de varianzas de las distribuciones espaciales para el área basimétrica por hectárea en cada una de las expansiones

RADIO DE EXPANSIÓN	COMPARACIÓN	VARIANZA 1	VARIANZA 2	VALOR TEST F	P-VALOR DEL TEST
RADIO 5	POISSON-REGULAR	0,1717930	0,0715442	2,40122	0,0000
RADIO 10	POISSON-REGULAR	0,0357705	0,0142063	2,51793	0,0000
RADIO 15	POISSON-REGULAR	0,0175118	0,0069857	2,50680	0,0000
RADIO 25	POISSON-REGULAR	0,0172962	0,0066704	2,59298	0,0000

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que los muestreos que utilizan parcelas de radio variable son adecuados tanto para la estimación del número de árboles por hectárea como del área basimétrica. Del amplio rango de situaciones estudiadas tan sólo las parcelas de pino piñonero en Huelva muestran un comportamiento extraño cuando se muestrean de acuerdo con la metodología del IFN. Esto puede deberse a las variadas condiciones ecológicas de este tipo de masas. En este conjunto de datos están mezclados los pinares de *Pinus pinea* de la zona costera onubense con las repoblaciones de la Sierra de Aracena, por lo que los pobres resultados obtenidos hubiesen podido mejorarse con una adecuada estratificación. En las parcelas simuladas, la desviación típica de los errores relativos del número de árboles por hectárea es de un 9,5% en las parcelas regulares y de un 15% en las de tipo Poisson. Por otra parte en el caso del área basimétrica la desviación típica de los errores relativos es del 8,2% en las parcelas regulares y del 13,2% en las parcelas aleatorias o de tipo Poisson. Se observa, por tanto, que la estimación es mejor las parcelas regulares que en las aleatorias y que se estima con más precisión el área basimétrica que el número de árboles por hectárea.

Como ya se comentó en la introducción las parcelas concéntricas de radio variable tienen una amplia utilización en la gestión e investigación forestal en bosques muy diversos incluyendo bosques boreales, templados, mediterráneos y subtropicales. En el caso de los bosques estudiados, la comparación de las varianzas para los diferentes radios, muestra que posiblemente se pueda disminuir el radio de las parcelas del IFN hasta 15 metros sin perder eficiencia estadística.

Este resultado indica que el tamaño de parcela que se está utilizando en otros países europeos (radios máximo entre 12 y 15 metros) es suficiente para obtener resultados aceptables para variables de rodal. Sin embargo, esta afirmación debe matizarse ya que no se han estudiado parcelas con distribución de agregados y existen aspectos, como la estimación de la distribución diamétrica mediante estas parcelas, que deben ser estudiados antes de aconsejar definitivamente la reducción del tamaño de las parcelas del IFN. Además, debe considerarse que en ambiente mediterráneo existen masas muy poco densas en las que posiblemente los resultados obtenidos deban aplicarse con cautela.

Por tanto se puede concluir del estudio de los factores de expansión que: (1) el diseño de parcelas de radio variable es adecuado para estimar el número de árboles por hectárea y el área basimétrica en una amplia variedad de masas forestales, y (2) el tamaño de las parcelas del IFN se puede reducir a 15 metros de radio sin perder eficiencia en la estimación del número de árboles por hectárea y del área basimétrica en masas con una distribución espacial de los árboles regular y aleatoria. Conviene resaltar que antes de tomar una medida de este tipo (reducción del tamaño de la parcela) deben ampliarse estos estudios puesto que el valor de la base de datos generada hasta el momento podría verse disminuido. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENOS, C. 2001. La saisie des donnés in situ à l'IFN: enjeux et perspectives. *Revue Forestière Française* 3-4, 257-261.
- BRAVO-OVIEDO, A.; DELGADO, J.A. 2002. Discriminant análisis of timber volume with TM images and forest attributes in Northern Spain. *International Journal of Remote Sensing* (en revision).

- BRAVO, F. 1999. *Modelo de producción para Pinus sylvestris L. en el Alto Valle del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid, Palencia.
- BRAVO, F.; MONTERO, G. 2001. Site index estimation in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in the High Ebro Basin (northern Spain) using soil attributes. *Forestry* **74**(4), 395-406.
- BRAVO, F.; HANN, D.W.; MAGUIRE, D.A. 2001. Impact of competitor species composition on predicting diameter growth and survival rates of Douglas-fir trees in southwestern Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* **31**, 2237-2247.
- CANTERO, A.; ESPINEL, S.; SÁENZ, D. 1995. Un modelo de gestión para las masas de *Pinus radiata* en el País Vasco. *Cuadernos de la SECF* **1**, 193-198.
- CAÑADAS, N. 2000. *Pinus pinea L en el Sistema Central (Valles del Tiétar y del Alberche): desarrollo de un modelo de crecimiento y producción de piña*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J. 1997. Caracterización de las distribuciones diamétricas de masas monoespecíficas, aplicación a los hayedos navarros. *Lib I Congreso Forestal Hispano-Luso IRATI'97*, Pamplona. Mesa temática 4, pp. 179-184.
- CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J. 2001. Optimización del tamaño de la parcela de muestreo mediante simulación del inventario forestal. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Tomo 4, pp. 21-27.
- DOMÍNGUEZ, M.; DEL RÍO, M.; BRAVO, F. 2001. Caracterización selvícola de las repoblaciones de *Pinus sylvestris* L. en los páramos del norte de Castilla y León. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Tomo 5, pp. 710-715.
- DRAPIER, J.; CLUZEAU, C. 2001. La base de données écologiques de l'IFN. *Revue Forestière Française* **3-4**, 365-371.
- GORDILLO, E.; DÍAZ, R.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J. 1999. Elementos estructurales para la caracterización de la biodiversidad en el Tercer Inventario Forestal Nacional. *Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes*, Santiago de Compostela. II, pp. 641-649.
- GORDILLO, E.; DÍAZ, R.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J. 2001. Biodiversidad en el Tercer Inventario Forestal Nacional: Primeros resultados de la valoración por medio de indicadores. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Tomo 7, pp. 21-27.
- HANN, D.W.; HESTER, A.S.; OLSEN, C.L. 1995. *ORGANON user's manual: Edition 5.0*. Department of Forest Resources, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 127 pp.
- HANN, D.W.; WANG, C.H. 1990. *Mortality equations for individual trees in the mixed-conifer zone of southwest Oregon*. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Oregon. Res. Bull. 67.
- IBÁÑEZ ULARGUI, I. 1989. *El haya (Fagus sylvatica L.) en La Rioja. Selvicultura y ordenación*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- MONSERUD, R.A.; STERBA, H. 1999. Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. *Forest Ecology and Management* **113**, 109-123.
- PRIETO, C.; DOMÍNGUEZ, M.; BRAVO, F. 2001. Caracterización de las masas de *Pinus sylvestris* Arn. subsp. *Salzmannii* (Dunal) Franco en el Sistema Ibérico Español. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Tomo 1, pp. 510-515.
- RONDEUX, J.; LECOMTE, H. 2001. L'inventaire forestier wallon. *Revue Forestière Française* **3-4**, 263-267.
- SCHREUDER, H.T.; GREGOIRE, T.G.; WOOD, G. B. 1993. *Sampling methods for multiresource forest inventory*. Wiley and Sons Inc., New York 446 pp.
- STIERLIN, H.R.; BRÄNDI, U-B; HEROLD, A.; ZINGGELN, J. 1994. *Schweizerisches Landesforstinventar anleitung für die Felaufnahmen 1993-1995*. Birmensdorf, E.F. für W.S. und L., 204 pp.
- TOKOLA, T.; SHRESTHA, S.M. 1999. Comparison of cluster-sampling techniques for forest inventory in southern Nepal. *Forest Ecology and Management* **116**, 219-231.
- ZUMRAWI, A.A.; HANN, D.W. 1993. *Diameter growth equations for Douglas-fir and grand fir in western Willamette Valley of Oregon*. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Oregon. Res. Contrib. 4.

Metodología para la caracterización de la biodiversidad en el Inventario Forestal Nacional

E. GORDILLO

NECESIDAD DE ESTIMAR Y VALORAR LA BIODIVERSIDAD

En la actualidad, una de las áreas prioritarias de investigación internacional es la estimación y valoración de la biodiversidad, intentando establecer criterios e indicadores a distintos niveles como garantía de conservación y gestión sostenible de los sistemas forestales. Los compromisos internacionales y en especial, la inminente aplicación de criterios e indicadores de sostenibilidad a políticas y programas de acción específicos, requieren herramientas de estimación y valoración de la biodiversidad ágiles, versátiles y eficaces.

En este tema, la toma de decisiones se ve frenada a menudo por la falta de consenso entre la comunidad científica, puesto que abundan las hipótesis pero escasean los datos que puedan servir para validar teorías. Queda patente nuestro desconocimiento sobre cuestiones ecológicas fundamentales. Pese a los esfuerzos todavía carecemos de una plataforma común de indicadores aplicable a diferentes tipos de vegetación forestal. Así mismo, considerando la biodiversidad como un recurso natural, hasta cierto punto renovable y, susceptible de aprovechamiento, cabe reseñar la existencia de una creciente demanda social y económica.

Capítulo

3

Respondiendo a esta necesidad de información a nivel nacional, se pretende conseguir una estimación y valoración de la biodiversidad en el contexto del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3).

CONCEPTO DE BIODIVERSIDAD

Antes de continuar conviene detenerse a reflexionar sobre el concepto, significado e importancia de la biodiversidad aduciendo algunas razones por las que hablar de biodiversidad es bastante más que hablar de la variabilidad en el número de especies, entre ellas:

... por su propia definición

Según el Convenio de Diversidad Biológica (UNEP 1992) en Río de Janeiro llegamos a la definición siguiente:

"la variabilidad entre los diversos organismos vivos de todo origen, incluidos, inter alia, el sistema terrestre, el marino y otros sistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que dichos sistemas forman parte: se incluye en ello la diversidad dentro de una misma especie, la diversidad entre las distintas especies y la de los ecosistemas."

KAENNEL (1998) en un intento de cartografiar la terminología asociada a la biodiversidad muestra las intrincadas relaciones en un diagrama ramificado apreciándose claramente que la diversi-

dad de especies es sólo una parte de la cuestión (Figura 1).

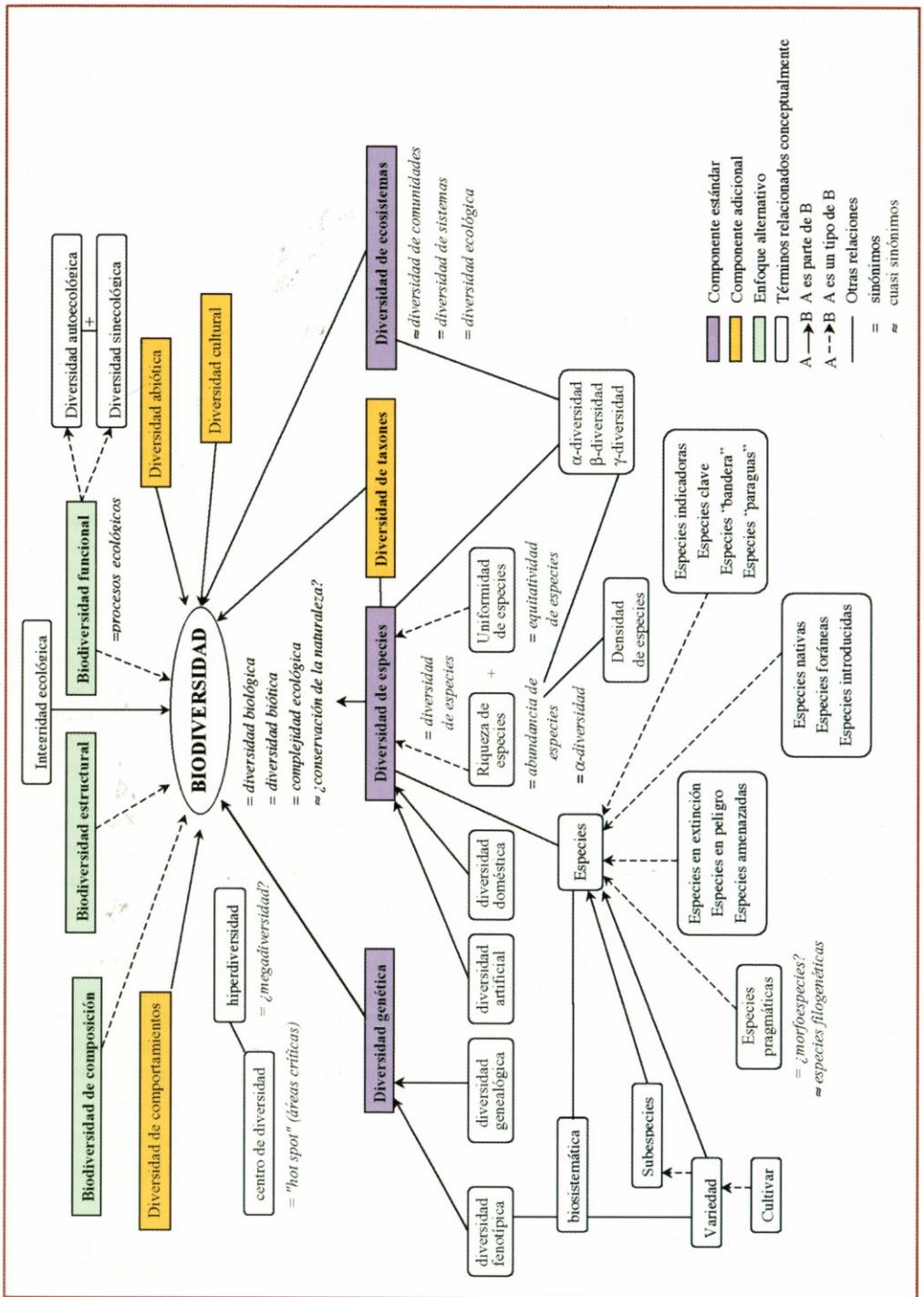
Es más preciso, completo y útil distinguir entre diversidad en cuanto a composición, entre diversidad estructural y entre diversidad funcional. La separación del concepto de biodiversidad en sus componentes genéticos, de especies, de ecosistemas (e inclusive "ecocomplejos" tal como aparece en numerosas referencias de la literatura francesa) está bastante extendida, pero se reduce únicamente a la biodiversidad respecto a composición.

No cabe duda que una definición tan amplia presenta dificultades en su implementación, hasta el punto que ha llegado a escribirse (HURLBERT, 1971) que se trata de un "no-concepto" por los muchos problemas semánticos, conceptuales y técnicos que plantea. En palabras de Boris ZEIDE (1998): "... la biodiversidad abarca todo, tal y como ha reconocido recientemente Edward Wilson quien propuso el término. Por lo tanto, en principio la biodiversidad no puede definirse". Sin embargo, también tiene sus ventajas. Aspectos antes minusvalorados o dispersos en varias ramas del saber pueden incluirse en estudios holísticos. Existe cierto consenso en la comunidad científica sobre el uso del término, aunque continúa el debate sobre sus implicaciones políticas, éticas y filosóficas.

... por dificultades de medición e interpretación

La biodiversidad en el ámbito de la composición ha sido restringida tradicio-

Figura 1. Diagrama provisional de biodiversidad basado en la investigación de 125 documentos en inglés. Los conceptos usados por varios autores para definir biodiversidad están en forma de rectángulos, los conceptos relacionados en rectángulos de esquinas redondeadas. El tipo y la dirección de las relaciones conceptuales vienen indicadas por flechas. Las sinonimias y cuasi-sinonimias están en cursiva. Traducido de "Biodiversity: a Diversity in Definition. Terminological utopia and scientific reality." (KAENNEL, 1998)



nalmente en estudios de ecología a expresiones matemáticas o índices basados en el conteo de especies e individuos. Sin embargo, están muy criticados puesto que este atributo aparentemente fácil de medir, puede resultar bastante resbaladizo a la hora de establecer conclusiones firmes y solventes. La dependencia del tamaño muestral, número de individuos muestreados, y de la calidad del muestreo (según la estación del año, las relaciones tróficas oscilantes, cambios aleatorios, accidentes, etc) constituye un grave condicionante de la mayoría de ellos.

La interpretación ecológica de los índices es a menudo complicada por el hecho de que todos los individuos de todas las especies reciben el mismo valor sin considerar su papel como componentes del ecosistema. Tampoco es admisible que no reflejen situaciones de partida diferentes o cambios cualitativos si la disminución de unas especies se ve compensada por el aumento de otras.

... por su significado ecológico

Restringir el estudio de la biodiversidad al número de especies supone renunciar a la mayor parte de lo que entendemos por naturaleza y su funcionamiento como sistema. Desde una perspectiva ecológica, no importa el número de especies sino la viabilidad de las funciones de los ecosistemas, de los procesos (GOODMAN, 1975; PIELOU, 1977, citado por INNES *et al.*, 1998; TERRADAS 1995).

Suponer que cuantas más especies tiene un ecosistema mejor funciona, y que la estabilidad del mismo está asegurada a largo plazo puede ser un paradigma erróneo. Las relaciones estabilidad-diversidad deben ser puestas en su justo término. Científicamente hablando no podemos afirmar que un sistema con más elementos sea más estable. Ni

siquiera más evolucionado. Al hablar de estabilidad ecológica y mecanismos de amortiguación de impactos se soslaya que suelen existir especies, o más propiamente elementos clave dentro del sistema, que tienen más importancia que otros en su configuración y funcionamiento.

Por otro lado, además del número deben contemplarse las interrelaciones y sinergias en cada unidad de estudio incluyendo los intercambios energéticos. Delimitar unidades de estudio significa tener muy claras las fronteras, las entradas y las salidas de cada sistema. De la interacción entre todas las especies depende el equilibrio dinámico de todo el ecosistema. Si existe interrelación la desaparición de una especie puede determinar la inmediata extinción de las restantes.

Aun siendo complejo fijar la importancia ecológica de una especie, algunos baremos utilizados pueden ser: constituir especies denominadas en inglés "umbrella" ("*paraguas*") porque dan cobijo o resguardan de condiciones desfavorables a otras especies; captación de energía o aprovechamiento de nutrientes; regulación de la cadena trófica en diferentes niveles; participación en factores de riesgo para todo el ecosistema: plagas, incendios, protección contra erosión, aludes, vendavales; intervención en alguna fase del ciclo del agua; formación y conservación del suelo; soporte físico de otras especies; participación en los ciclos de descomposición de la materia muerta; las que proporcionan lugares o ayuda en la reproducción y diseminación.

... por sus implicaciones en políticas de conservación

Aún suponiendo que consiguiéramos medir el número exacto de especies

como criterio de conservación, considerado aisladamente, es arriesgado y disparatado. ¿Podemos imaginar una política de conservación de espacios naturales que desprecie, por ejemplo, la totalidad de los bosques templados del planeta porque el número de especies arbóreas de las selvas tropicales es 20, 30 o quizás 400 veces superior? (ASHTON (1998), proporciona cifras de vértigo en ese sentido: 807 especies de árboles en una parcela de 50 ha en Malasia). ¿Podríamos defender un herbazal de cualquier solar sin edificar en nuestra ciudad, frente a un hayedo porque el número de malas hierbas supera con creces a la vegetación herbácea del bosque?

En cuanto al uso de las medidas de diversidad de especies en la supervisión ambiental, no existe unanimidad en asumir que el estrés y la contaminación reducen la diversidad de especies y cambian el modelo de distribución de la abundancia relativa de especies (que por cierto, en ecología tiene mayor interés que la riqueza de especies). Además, podemos llegar a la peligrosa conclusión de que la introducción de especies aumenta la diversidad, con lo cual sería deseable introducir otras especies para conseguir ecosistemas más biodiversos.

Hace tiempo que la estrategia tradicional de conservación "especie por especie" ha quedado anticuada y no se sostiene ni biológica ni científicamente. Si nos referimos únicamente a especies estamos obviando las relaciones de una especie con las demás y con su entorno, que pueden ser vitales para su supervivencia.

... y, por último, el peliagudo concepto de especie

El concepto de especie en biología todavía no está resuelto. Desde que Darwin, posteriormente corregido por el

neodarwinismo, plantea en su teoría de la evolución los procesos de especiación se discute en casi todas las taxonomías filogenéticas utilizadas en sistemática. Como critican acertadamente HICKMAN *et al.* (1994), los individuos pertenecientes a una especie deben cumplir tres condiciones, que no siempre satisfacen: descender de una población ancestral común, tener una compatibilidad reproductora entre sí y además mantener una cohesión genotípica y fenotípica. Así pues, no se puede aplicar el concepto de especie a muchos grupos de organismos de reproducción asexual. Las poblaciones aisladas reproductivamente, como es el caso de las que han iniciado un proceso de especiación alopatrica constituyen otro ejemplo. Para dichas situaciones una única especie incluye una serie de "especies biológicas". Los niveles de clasificación supraespecíficos (reino, división, orden, familia, u otras categorías taxonómicas) pueden ofrecer una definición más precisa y acercarse más al verdadero concepto de biodiversidad en el nivel de composición de organismos (HAWKSWORTH Y AGUIRRE-HUDSON, 1995).

Resumiendo, la biodiversidad es más un concepto que un fenómeno mensurable. A principios del siglo XX la actividad forestal nombraba a los *montes*, a mediados comenzó a referirse a *naturaleza* y a finales y albores del siglo XXI va camino de integrarse o, quizás disolverse, en el concepto de *biodiversidad*.

ESTIMACIÓN Y VALORACIÓN EN INVENTARIOS FORESTALES

Hasta ahora las soluciones adoptadas en la estimación y valoración de la biodiversidad en los inventarios forestales reflejan dos tipos de enfoques ecológicos de valoración de biodiversidad.

... Medición por enfoque "directo"

Intenta contar todas las especies o categorías sistemáticas y dar un valor ecológico o incluso monetario a cada una. Dada la imposibilidad de proceder a esta medición exhaustiva, con un coste y acuracidad aceptables en la práctica se eligen una serie de especies "clave" o indicadoras. Es sabido que a menudo esta elección refleja los intereses particulares de los profesionales involucrados o incluso de la propia sociedad.

En concreto, refiriéndose a inventarios forestales aunque muchos expertos desearían la recogida de datos de especies de fauna y efectivos poblacionales, ellos mismos (incluso los taxónomos en palabras de RENNER Y RICKLEFS (1994), reconocen que no es factible, ni técnicamente, ni en relación a sus costes (BECKER, 1996). Los conteos completos de organismos en cualquier escala son imposibles (SZMIDT, 1995).

Ha sido práctica común en esta valoración usar el método de valoración contingente, es decir, se le pregunta a una muestra de la población cuánto dinero estarían dispuestos a pagar por conservar tal o cual especie, con lo que se obtiene un valor en pesetas de las especies presentes.

... Medición por enfoque "indirecto": Biodiversidad estructural, la vía alternativa

Frente a todos los inconvenientes planteados en la difícil estimación de la biodiversidad en el nivel de composición, la biodiversidad estructural además de la facilidad de medición, ofrece algunas soluciones valiosas.

Existe una línea de investigación importante con numerosos autores que se

fijan en elementos concretos de la estructura forestal y se basan en ellos para estudiar interrelaciones, procesos evolutivos, seguimiento, supervisión ambiental, estrategias de conservación y gestión... En íntima conexión con la gestión, la estructura de una masa forestal identifica áreas de biodiversidad elevada indicando la composición de hábitats.

Por su relación con la biodiversidad zoológica, los elementos estructurales son más significativos del comportamiento de las comunidades animales y vegetales asociadas que otros indicadores. Si lo que se quiere es tener una estimación del número de especies animales presentes es más fácil acudir al número de hábitats posibles o biotopos.

Un listado somero de estos elementos incluiría: presencia de diferentes clases de edad, de madera muerta, de pies con cavidades, tocones, la existencia de claros, el buen estado de los bordes forestales, la mezcla de coníferas y frondosas, el número de estratos verticales, la cubierta arbustiva. Otros autores fijan su atención en "biotopos clave", usualmente formaciones rocosas, zonas pantanosas, arroyos, atributos propios de las etapas sucesionales tardías de las masas como los árboles muertos en pie, troncos en distintas etapas de pudrición, árboles caídos con sistema radical al descubierto, cursos de agua profundos, charcas a la sombra, etc. Así puede leerse, por ejemplo, en HARRIS (1984); HARMON *et al.* (1986); SÖDERSTRÖM (1988); SPIES *et al.* (1988); ANDERSSON Y HYTTBORN (1991); ESSEEN *et al.* (1992); BADER *et al.* (1994); BERG *et al.* (1994); BRÄNDLI *et al.* (1995); BRASSEL (1995); LÄMÄS Y FRIES (1995); LEMAY (1995); PARVIAINEN (1995); PIELOU (1995); POSO *et al.* (1995).

Multitud de referencias bibliográficas aportan justificación técnica y científica a la importancia de la estructura como

vía alternativa en la valoración de la biodiversidad en los bosques templados y especialmente en nuestro entorno europeo.

Muchos autores relacionan la diversidad de aves nidificantes con la estructura de la vegetación: MACARTHUR Y MACARTHUR (1961), o el número de vertebrados terrestres con el número y variación de biotopos (MACARTHUR, 1972; DEMPSTER, 1977; SHORT, 1988).

¿Qué decir de la abundante bibliografía francesa oficial (ONF) y no oficial? No sólo se publican estudios documentados en la revista forestal francesa sino que existen instrucciones de gestión (OFFICE NATIONAL DES FORÊTS, 1993) que propician una mayor biodiversidad, centradas en cuestiones estructurales de relevancia: la importancia de un tratamiento adecuado de los bordes, los claros, el equilibrio de clases de edad, la permanencia en el monte de cierta cantidad de madera muerta (al menos un árbol muerto y viejo por hectárea, y de uno a diez pies huecos cada cinco hectáreas), la mezcla de especies arbóreas en el estrato dominante o inferiores. Pero ojo, siempre señalan precauciones y objeciones. No son ni mucho menos rígidos. Ellos intentan traducir el concepto de biodiversidad en una gestión encaminada sobre todo a proteger lo que denominan "éléments remarquables", o sea elementos singulares, por medio de recomendaciones específicas. Los autores franceses, (Entre otros CHAUVET, 1991; RAMEAU Y OLIVIER, 1991; BOUVAREL, 1994; DUBOURDIEU, *et al.*, 1995; DUREL Y BAHRMAN, 1995; FALINSKI Y MORTIER, 1996; NOBLECOURT, 1996; DECONCHAT *et al.*, 1998), insisten en la necesidad de identificar ese patrimonio natural singular y en que las funciones de producción y protección no tienen porqué ser antagonistas sino complementarias.

En España las referencias no son muchas aunque en la década de los noventa comienza a despertarse el interés por el tema. Por ejemplo, en julio de 1995 la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología publica en la revista Política Científica un número dedicado exclusivamente a la biodiversidad en el que numerosos expertos del CSIC y otros organismos analizan el término y sus implicaciones en sus respectivos campos de actuación. Por lo demás en España las referencias están dispersas, con poca intención globalizadora, prestando atención a aspectos muy concretos de ciertas especies animales o vegetales. Cabe reseñar el esfuerzo institucional (Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, 1996) en la búsqueda de indicadores ambientales en las subáreas de biodiversidad y bosque, aunque a nuestro modesto entender, quede todavía mucho camino por recorrer.

La estructura nos permite acudir a métodos representativos, consistentes, basados en un muestreo de coste aceptable. Mientras la dinámica de composición de especies dentro de la sucesión vegetal es muy difícil de rastrear, la composición y estructura de los hábitats es fácil de medir.

Se evitan así los problemas de las metodologías usadas habitualmente en la valoración de la cartografía de biotopos, (KÖHL (1996) critica la falta de fiabilidad, acuracidad, precisión y reproductibilidad en el caso de Alemania), y se atiende a la prioridad de hacer un seguimiento de los cambios que, al fin y al cabo, es lo que nos interesa.

La valoración económica con este enfoque intenta, en general, traducir a unidades monetarias el coste de mantener una u otra estructura de la masa en el monte en distintas alternativas de ges-

tión. El problema que plantea este enfoque es la necesidad de investigar indicadores adecuados.

En definitiva, podemos concluir que:

- La relación existente entre la estructura y la fauna es íntima, y es lógico pensar que esta circunstancia permite no sólo describir, sino también gestionar la fauna a través del hábil manejo de las características estructurales de mayor relevancia.
- En el caso de los inventarios forestales debe primar el sentido común, obteniendo los resultados más fiables y exactos posibles en función de costes aceptables.
- El mayor problema es la elección de indicadores adecuados a nuestras necesidades.
- Estudiar la biodiversidad estructural es bastante más ventajoso que estudiar la biodiversidad en cuanto a composición.

CARACTERIZACIÓN POR MEDIO DE ELEMENTOS ESTRUCTURALES EN EL IFN3

En el caso del IFN3, combinando ambos enfoques el directo y el indirecto, se ha diseñado una nueva metodología de estimación que permite medidas cuantitativas claramente definidas, que pueden ser valoradas en parcelas de muestreo o en su proximidad.

Llamamos *elementos estructurales* a un sistema de indicadores de biodiversidad, y que representan parámetros clave de acuerdo con la estructura y los procesos ecológicos existentes en las masas forestales de cada región biogeográfica española. A continuación describimos sucintamente los catorce elementos

estructurales que conforman esta propuesta metodológica.

1) La tipología forestal define hábitats distintos, estableciendo una clasificación del territorio, en la que podemos enmarcar el resto de los elementos estructurales y efectuar comparaciones entre lugares de tipología similar. Para delimitar clases de hábitat se combina en lo posible la clasificación en estratos del inventario de la provincia, (que combina el tipo de especie arbórea dominante, su ocupación, el estado de la masa y su fracción de cabida cubierta), con la clasificación europea de la directiva hábitat 92/43/CEE. Se calcula un índice de diversidad de hábitats (o distintos niveles de clasificación del territorio) con el índice de Shannon (Ecuación 1). A mayor valor del índice más repartición paisajística de los diferentes dominios, y por tanto mayor es la variabilidad del medio.

$$[1] \quad H = - \sum_{i=1}^{i=N} p_i \log p_i$$

siendo N la superficie total, p_i el porcentaje de superficie ocupada por la clase de hábitat i (o clase de nivel) correspondiente, y \log el logaritmo decimal. Este índice H en cifras absolutas se normaliza en función del valor teórico máximo posible permitiendo comparar valores obtenidos con distinto número de categorías, expresando la diversidad en términos relativos en una escala entre 0 y 100%. Se obtiene así, el índice relativo H' para el número de categorías m (Ecuación 2):

$$[2] \quad H' = 100 \times \frac{H}{-\log(1/m)}$$

Por ejemplo, en la provincia de Coruña se consideran siete hábitat y el resultado se muestra en la Tabla 1.

- 2) En cuanto al elemento “Especies arbóreas”, se considera por una parte, el número de especies o hablando con mayor propiedad, la *riqueza*.

La interpretación de la riqueza como indicador tiene que ver con la biodiversidad florística en el nivel de composición y con la biodiversidad estructural de la masa forestal. Es interesante recordar en ese sentido los criterios de madurez estructural propuestos por RUÍZ DE LA TORRE (1990), en los cuales las etapas más maduras son las agrupaciones boscosas poliedricas, es decir, varias especies arbóreas en el estrato principal. A su vez, esta madurez conlleva en los bosques templados especies faunísticas y florísticas singulares de interés (PIELOU, 1995). Asimismo, como los árboles son especies que cobijan y crean condiciones para otras especies proporcionando hábitats, fuentes de alimentación, su número es un indicador de la variabilidad y el “bienestar” del conjunto. La riqueza, aunque sencilla de interpretar, es sensible al tamaño

muestral, y puede ocultar cambios en la dominancia / uniformidad. Por ello, es aconsejable considerarla junto con otros índices matemáticos que se calculan para cada tipología forestal: densidad de especies, índice de Margaleff, índice de Menhinick, índices de Shannon y Simpson (calculados con el uso del método procedimental) e índice de Berger-Parker.

Todos estos índices no paramétricos, aunque populares, dan problemas, y son criticados con frecuencia por su difícil interpretación biológica. No se entra aquí en disquisiciones sobradamente conocidas en la literatura (MAGURRAN, 1988), pero se incluyen precisamente por su amplio uso.

Por otra parte, se considera en este elemento la mezcla de coníferas/frondosas respecto a su área basimétrica, y número de pies/ha. Se valora más que exista mezcla, por la importancia que para algunas comunidades de flora o fauna tiene disponer de abrigo en los meses invernales y de alimentos diferentes según fructifiquen unas y otras. La mezcla de coníferas y frondosas proporciona al medio una mayor heterogeneidad estructural dado que, obviamente, ambos tipos conforman

Tabla 1. Índices de diversidad de hábitat de Coruña

HÁBITAT	Cabida(ha)	P _i	- P _i log P _i
Robledal	10795,11	0,027	0,042
Pinar de pináster	81602,56	0,203	0,141
Eucaliptal	83988,07	0,209	0,142
Mezcla de roble y eucalipto con pinos, o con abedul y castaño	70918,42	0,177	0,133
Mezcla de eucaliptos y pinos	115068,19	0,287	0,156
Matorral con arbolado ralo o disperso	29713,77	0,074	0,084
Ribera arbolada	9102,88	0,023	0,037
TOTAL	401189,00	1,000	H = 0,735
Cantidad de Clases = 7			H' = 86,94%

portes arbóreos muy distintos y de ello deriva por ejemplo, la composición de las comunidades aviares cuyas especies difieren en su diseño alar, arquitectura de nidos, la amplitud de nicho ecológico de otras biocenosis, etc.

Por último, calculamos para cada especie arbórea el IVI (Importance Value Index) sumando el porcentaje de presencia en las parcelas, el porcentaje que ocupa en cantidad de pies mayores por hectárea y el porcentaje respecto a su área basimétrica. No se trata de darle un valor absoluto a la ordenación de las especies de acuerdo con este índice, sino de obtener información sintética y clara.

3) Distribución de clases diamétricas.

Para cada tipología se calcula el rango de variación de los diámetros presentes en cada parcela, y se presenta la frecuencia de parcelas clasificadas según amplitudes de 10 cm. Interpretación: a mayor rango de diámetros más biodiversidad estructural, lógicamente da pie a que haya distintos hábitats.

Es una buena aproximación presentar el porcentaje de etapas del estado forestal: repoblado, monte bravo, latizal, fustal. En este sentido, a efectos de biodiversidad estructural, interesa que todas las etapas se repartan de forma equilibrada.

Asimismo, se ponderan más los árboles añosos, o sea, aquellos que sobrepasan el diámetro de cortabilidad o la edad del turno. El indicador es el número de pies añosos /ha.

4) La estratificación vertical arbórea puede calcularse en función del porcentaje de parcelas ocupado por masas con subpiso y sin subpiso o según la clasificación en masas coetáneas,

regulares, semirregulares, e irregulares para obtener una aproximación aceptable del número de estratos verticales.

El indicador en apariencia simple, porcentaje de parcelas en cada tipología forestal con su número de estratos verticales, entraña complicaciones por la propia definición de estrato, pero su interpretación es sencilla: a mayor estratificación, más biodiversidad estructural, y está bastante estudiado que una mayor biodiversidad de composición de las comunidades aviares.

5) En cuanto al elemento **cubierta arbustiva** se distingue, el número de grupos de especies por ha como un indicador de la biodiversidad en el nivel de composición de flora, (estos grupos se definen por los códigos de matorrales del manual de levantamiento de parcelas de campo del IFN3), y su fracción de cabida cubierta (FCC) que constituye un claro indicador de biodiversidad estructural. Además, se presentan los porcentajes de parcelas ocupados por las clases de FCC 0-10, 10 a 40, 40 a 70, y >70%.

Los elementos 4 y 5 se pueden aunar, bien clasificando en 10 clases la *complejidad estructural vertical*, en función del número de estratos arbóreos y la FCC arbustiva, bien calculando el índice FHD (Foliar Height Diversity). El interés de este índice estriba en su estrecha relación con la diversidad de las comunidades aviares, cuestión muy documentada en la bibliografía. Se calcula tomando tres intervalos de altura, de 0 a 0,5m, de 0,5 a 5m y >5m. Se estima el tanto por ciento de cobertura de la vegetación p_i ocupada en cada intervalo i (esto es sumando lo que ocupan las copas de los árboles y los arbustos), y se lleva a la ecuación siguiente (Ecuación 3):

$$[3] \quad FHD = -\sum_{i=1}^{i=3} p_i \log p_i$$

6) Referente a la **cobertura herbácea y vegetación inferior**, tomamos como indicador orientativo, (dada la gran dificultad en la identificación de *visu* de muchos taxones de líquenes y musgos), de la variabilidad existente en la realidad, el **número medio** de especies diferenciadas en todas las parcelas que pertenezcan a una tipología dada.

En cambio, la cobertura líquénica y de briófitas por tipo de sustrato resulta un indicador sencillo pero fácil de interpretar. Puesto que existe una elevada especificidad entre las especies de los vegetales inferiores y el sustrato sobre el que se asientan, podemos interpretar que cuantos más sustratos ocupados, mayor biodiversidad en el nivel de composición. También se puede considerar que aumenta la biodiversidad estructural si nos fijamos en organismos de pequeño tamaño que pueden desarrollar su ciclo vital circunscritos a estos vegetales.

Se puede calcular un índice de diversidad para líquenes y briófitas por parcela parecido al FHD en función del número de sustratos posibles, y la cobertura en ese sustrato del total de "especies" encontradas. Además se establecen de nuevo 10 clases de complejidad en función de la cobertura de cada sustrato y el número de sustratos presentes.

7) Para describir la **presencia y distribución de claros**, dos son los indicadores que usaremos: la superficie (que se asimila al número de parcelas) de cada categoría de la espesura (trabada, cerrada, abierta, con grandes huecos)

y la presencia/ausencia de cada tipo de claros en porcentaje de las parcelas levantadas.

La interpretación respecto a la biodiversidad estructural deriva de que la espesura puede darnos pistas sobre la configuración espacial necesaria para ofrecer un hábitat u otro. En cuanto a la presencia de claros suelen ser de vital importancia para la presencia de especies heliófilas y la alimentación de herbívoros, que a su vez forman los primeros eslabones de la cadena trófica. Estos datos se complementan con el de la tipología forestal del elemento 1 y ayudan a calcular el FHD.

8) Los **lugares estratégicos** que se consideran son de varios tipos: suelos de tierra sin vegetación, suelos de piedras sin vegetación, afloramientos rocosos, turberas, encharcamientos, montones de tierra que cubiquen más de 1 m³, cuevas y muros de piedra. Se cuantifica la superficie por hectárea de cada tipo en cada tipología forestal. Cada uno de los tipos reseñados, tiene que ver con grupos taxonómicos bien definidos, incluso endemismos vegetales o animales, así que la interpretación es sencilla. Cuantos más haya más oportunidades de encontrar estos grupos y, por supuesto, mayor heterogeneidad estructural.

9) La **madera muerta** se desglosa en volumen de los troncos caídos y en pie, de los montones de ramas, de los tocones, de las cavidades, y se calcula cubicando con las fórmulas habituales. También se distingue el grado de pudrición.

Los indicadores, en este caso, son los valores por hectárea que acabado el inventario, nos ofrecerán valores estándar de biodiversidad estructural

para los diferentes tipos forestales del Estado. Estos datos básicos e imprescindibles a la hora de evaluar y planificar la gestión forestal, hasta hoy disponibles sólo en los bosques de coníferas boreales, podrán ser conocidos en ámbitos mediterráneos.

La interpretación es muy clara; la madera muerta constituye el hábitat de organismos raros o amenazados y es fundamental su descomposición para el buen funcionamiento del ecosistema, en el ciclo de carbono y la formación de suelo. Es interesante contar con un cierto porcentaje de madera muerta siempre que no se sobrepase el umbral de plaga (En condiciones normales existen insectos que viven a costa de los árboles sin llegar a constituir amenaza para la masa, manteniéndose por debajo de los niveles de población críticos. Cuando ese nivel crítico se supera se sobrepasa el umbral de plaga. Aunque el umbral de plaga no es fijo para todos los sitios, y varía en función del historial sanitario del monte en cuestión o su vigor vege-

tativo, es usual en España eliminar la madera muerta acusándola de ser responsable directa de un mayor riesgo de incendios y plagas forestales)

En cuanto a la valoración de las cifras de madera muerta, pensamos que es prematuro adelantar acontecimientos, porque probablemente varíen con la etapa de desarrollo y las observaciones llevadas a cabo en nuestras regiones biogeográficas, en bosques cuyas condiciones sean "naturales", es decir, con mínima intervención humana.

10) El elemento bordes exteriores de la masa forestal integra varios componentes. Aún cuando la información que aportan por separado es valiosa en sí misma, se hace una valoración conjunta ponderando las variables que intervienen según su importancia en cada tipología forestal y clasificando el valor del borde en cuatro clases, de 1 a 4, de peor a mejor, en función de las categorías observadas en el campo (Tabla 2). Se reúne la ponderación y el valor

Tabla 2. Valoración de las variables de calidad estructural de bordes

VALORACIÓN DE LAS VARIABLES DE UN TRANSECTO DE BORDE				
VARIABLE	Valor 4	Valor 3	Valor 2	Valor 1
Uso de suelo de los alrededores	Forestal, aguas, roca	Pastos	Cultivos	Urbanizado
Proyección horizontal de las copas de los árboles del borde	Dispersa	muy irregular	Ondulada	Compacta
Anchura de franja arbórea	Ancho > 10 m	5 < ancho < 10 m	1 < ancho < 5 m	ancho < 1 m
Tipo de perfil vertical	Franja arbórea y arbustiva delante, o por delante y debajo	Franja arbórea y arbustiva debajo, o sólo arbustiva	Sólo franja arbórea	Sin franjas
Tipo de estructura limitante	Ninguna estructura	Aguas	Zanjas, caminos, pistas	Cerramientos, carreteras asfaltadas
Anchura de franja arbustiva	Ancho > 10m	5 < ancho < 10m	1 < ancho < 5m	Ancho < 1m
Anchura de franja herbácea	Ancho > 5m	2 < ancho < 5m	1 < ancho < 2m	0.5 < ancho < 1m

alcanzado por cada una de las siete variables en una expresión matemática (sumando los productos de cada valor por su respectivo peso) que expresa la calidad estructural del borde.

El tema de la importancia de los linderos aparece con frecuencia en la literatura especializada; basta con asomarse a la documentación de la oficina nacional de bosques francesa (OFFICE NATIONAL DES FORÊTS, 1993 a y b), a la legislación de protección medioambiental alemana, al Segundo Inventario Forestal Nacional suizo... (STIERLIN *et al.*, 1994) pero, a nuestro parecer, nos falta todavía mucho conocimiento básico del funcionamiento ecológico de los ecosistemas de borde en nuestras latitudes y, sobre todo, una unificación de conceptos. Quizá el análisis de la información suministrada por el IFN3 ayude a rellenar esta laguna.

La interpretación se basa en que una mayor complejidad de la estructura, tanto vertical como horizontal de los bordes, es mejor para la biodiversidad estructural y de composición, al aumentar el efecto ecotono. En las Fotos 1 a 3 se presentan distintos aspectos sobre la calidad estructural de bordes.

11) En cuanto a los **sotos** se elabora un indicador de calidad de soto similar al de los bordes forestales, que incluye su tamaño, distribución de vegetación, alteraciones y contraste con el bosque en el que están.

12) La información para caracterizar el elemento **aguas continentales y zonas húmedas** se puede obtener a partir de mapas mediante Sistemas de Información Geográfica (BOSQUE, 1992; GUTIÉRREZ Y GOULD, 1994) obteniendo los indicadores: longitud / superficie de cursos permanentes,

superficie de la zona de influencia (variable en función de la región biogeográfica) de cursos permanentes, longitud / superficie de cursos no permanentes, superficie de la zona de influencia de cursos no permanentes.

13) En cuanto al elemento **fragmentación de biotopos**, a partir de las coberturas de biotopos se caracterizan en forma cuantitativa los parámetros estructurales siguientes: número de recintos con un biotopo similar en número absoluto y en porcentaje; superficies total, relativa, máxima, media aritmética y media cuadrática de cada biotopo; longitud de bordes total y de cada biotopo; índice de forma perímetro/área ponderado con el área; índice de intercalación; y existencia de corredores. La lectura de los indicadores de fragmentación nunca debe hacerse en forma aislada. Se precisa una adecuada combinación para lograr una buena discriminación, independencia recíproca, e invarianza en relación a la escala (TRAUB, 1997).

14) El elemento **alteraciones antrópicas molestas** intenta describir la influencia de la actuación humana en la conservación de la biodiversidad mediante los siguientes indicadores: longitud/superficie de las infraestructuras viarias; porcentaje de superficie en zona de influencia con usos de suelo perniciosos (intensificación agrícola, turismo, industria, urbanizaciones...); frecuencia de incendios en los últimos 10 años; longitud por superficie de tendidos eléctricos; y otros en función de las particularidades de cada provincia.

La interpretación para la biodiversidad funcional de todos ellos es que a mayor valor de cada uno, peor valoración.



Foto 1. Concepto de franja arbórea: La franja arbórea está compuesta por los árboles cuya conformación está sensiblemente alterada por el hecho de pertenecer a un borde. Pueden tener un desarrollo claramente asimétrico de sus copas, estar inclinados hacia el exterior de la masa forestal, etc.

RELACIÓN ENTRE ELEMENTOS ESTRUCTURALES Y LA SOSTENIBILIDAD

Los criterios y directrices de sostenibilidad constituyen un compromiso políti-

co de los estados firmantes de las Resoluciones de Helsinki y Lisboa. Si hablamos de directrices se trata de un conjunto de recomendaciones que pueden usarse voluntariamente y como complemento a instrumentos nacionales y/o regionales para fomentar la gestión forestal sostenible en las áreas forestales europeas. En cambio, los criterios definen o caracterizan elementos esenciales o series de condiciones o procesos por los que puede valorarse la sostenibilidad de la gestión forestal. El sentido de cambio de cada criterio se muestra mediante indicadores medidos con periodicidad.

De los seis criterios paneuropeos, el cuarto está dedicado por completo al “Mantenimiento, conservación y mejora apropiada de la diversidad biológica de los ecosistemas forestales”. El resto de criterios también están relacionados o dependen de la biodiversidad, por ejemplo, el primero sobre los ciclos globales del carbono, el segundo que atañe a la salud y vitalidad de los ecosistemas, y el cuarto sobre funciones de protección de suelo y agua, etc.

En el segundo criterio, las directrices generales de gestión (2.2.a) aluden a mejorar y/o mantener la diversidad estructural “para aumentar la estabilidad, vitalidad y capacidad de resistencia de los bosques a los factores ambientales adversos, y fortalecer los mecanismos naturales de regulación”.

Recogemos en la Tabla 3 adjunta las conexiones entre los catorce elementos estructurales presentados en el apartado anterior y la lista de criterios y directrices. Una descripción más detallada de estos

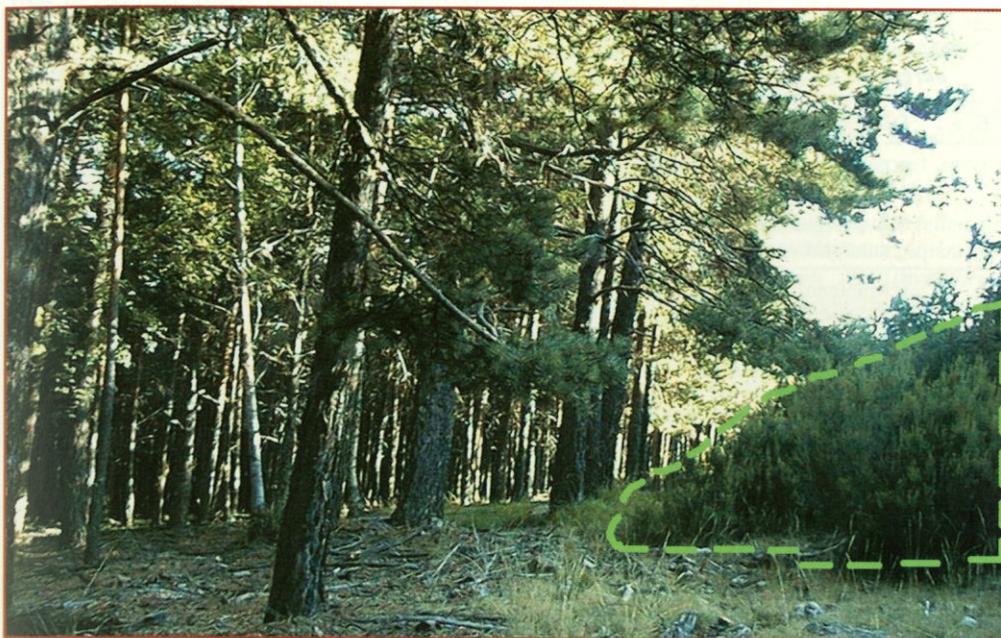


Foto 2. La franja arbustiva está formada por los arbustos que están justo debajo de los árboles del borde, o justo por delante de ellos en las proximidades del transecto, (distancia $<5\text{m}$). Su anchura se mide en la sección transversal del borde por la proyección horizontal de sus copas.



Foto 3. Perfil vertical complejo en un pinar de Guadalajara que linda con un olivar abandonado. Podemos apreciar el "efecto ecotono": el hecho de tener un borde condiciona el cambio de especie en la franja arbórea

Tabla 3. Relación entre elementos estructurales (E. e.) y sostenibilidad. El primer número del paréntesis designa el criterio, el segundo el área conceptual, la letra un apartado del área

E. e.	DIRECTRIZ DE UN CRITERIO/ INDICADOR DE UN CRITERIO
1	<ul style="list-style-type: none"> • Inventariar en función de condiciones locales (1.1.b) • Mantener, conservar y mejorar la diversidad paisajística donde sea adecuado (4.1.a) y (4.2.c) • Superficie de bosque clasificada por tipos y cambios en la superficie (1.1 indicador cuantitativo del área "uso de suelo y área forestal")
2	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener, conservar y mejorar la biodiversidad de especies (4.1.a.) • La gestión debe fomentar las masas mixtas (4.2.c) • Cambios en la proporción de masas mixtas de 2-3 especies arbóreas (4.4 Indicador cuantitativo del área "diversidad biológica en bosques de producción")
3, 4 y 5	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios en la distribución de clases diamétricas (1.2.c indicador cuantitativo del área "existencias") • La gestión debe fomentar la diversidad de estructura horizontal y vertical, las masas irregulares (4.2.c y 6.2.c) • Mantener en cantidad y distribución adecuada los pies añosos (4.2.h) • Inventariar la proporción de superficie cubierta por árboles significativamente más viejos que la edad del turno (4.2)
6	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener, conservar y mejorar la biodiversidad de especies (4.1.a) • Desarrollo de nuevos inventarios (4.4. indicador descriptivo del área "condiciones generales")
7 y 8	<ul style="list-style-type: none"> • El inventario debe incluir los biotopos forestales ecológicamente importantes (4.1.b) • Los biotopos clave singulares deben protegerse y restaurarse (4.2.i)
9	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener en cantidad y distribución adecuada la madera muerta, en pie o caída, los árboles huecos (4.2.h)
10	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener y mejorar la diversidad estructural (2.2.a)
11 y 12	<ul style="list-style-type: none"> • El inventario debe incluir los biotopos forestales ecológicamente importantes, como áreas de ribera y zonas húmedas (4.1.b) • Los biotopos clave singulares deben protegerse y restaurarse, entre ellos los manantiales y zonas húmedas (4.2.i)
13	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener, conservar y mejorar biodiversidad de paisajes, ecosistemas, especies y recursos genéticos (4.1.a) • Considerar las pautas de migración en relación con las infraestructuras (4.2.f)
14	<ul style="list-style-type: none"> • Minimizar los impactos negativos de infraestructuras (4.2.f y 3.2.d) • Equilibrar la presión de las poblaciones animales y el pastoreo con el crecimiento del bosque y su diversidad biológica (4.2.g) • Construir infraestructuras minimizando impactos en suelo y agua (5.2.c) • Desarrollo de valoraciones de impactos ecológicos (4.4 indicador descriptivo del área condiciones generales)

criterios se puede encontrar en los documentos de la 5ª reunión de expertos del Proceso Ministerial sobre Protección de Bosques en Europa, Ginebra 27-29 de abril 1998 (<http://www.minconf-forests.net/>).

CONCLUSIONES

Somos conscientes de que la lista de indicadores presentada aquí, ni es defini-

tiva ni excluye otros enfoques o aproximaciones al problema. Se trata de una propuesta más de valoración de la biodiversidad que intenta integrar todos los aspectos ecológicos involucrados. Se han elegido en razón de su facilidad de medición y su aportación a la evaluación y valoración de la biodiversidad. Además, cabe decir que los indicadores de ámbito nacional exigen diferente precisión que los necesarios para el nivel de unidad de gestión. El entramado de indicadores de biodiversidad en relación con la sostenibilidad deberá construirse en un proceso dialéctico con participación de todas las partes y sectores implicados, discutiendo, proponiendo posibles mejoras, simplificaciones o enriquecimientos...

No es tarea del IFN describir los requerimientos autoecológicos de la flora y fauna de nuestro extenso y privilegiado país, pero sí ofrecer datos que otros investigadores: entomólogos, ornitólogos, herpetólogos, botánicos, forestales... puedan usar de forma cómoda. Dejemos que sean los distintos especialistas quienes hagan uso de la información, adecuándola a sus necesidades.

El IFN3 no sólo puede sino que debe, contribuir a la mejora del conocimiento de nuestros ecosistemas forestales para su conservación, disfrute y uso sostenido de sus recursos por parte de las generaciones presentes y futuras. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSSON, LI.; HYTTBORN H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* **14**, 121-130.
- ASHTON, P.S. 1998. A global network of plots for understanding tree species diversity in tropical forests. En: *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies*. DALLMEIER, F.; COMISKEY, J.A.; ed., Man and the biosphere; Volume 20. UNESCO Paris, pp. 47-62
- BADER, P.; JANSSON, S.; JONSSON, BG. 1994. Wood –inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biol. Conserv.*
- BECKER, J. 1996. *Entwicklung von Modellen zur Erfassung des Zustandes der Schutzfunktionen von Wäldern in Rahmen von Inventuren*. Abteilung für Forstliche Biometrie, Universität Freiburg. 176 pp.
- BERG, Å.; EHNSTRÖM, B.; GUSTAFSSON, L.; HALLINGBÄCK, T.; JONSELL, M.; WESLIEN, J. 1994. Threatened forest plan, animal and fungus species in Sweden – distribution and habitats preferences. *Conservation Biology*.
- BOSQUE, J. 1992. *Sistemas de información geográfica*. Ediciones Rialp SA., Madrid, 452 pp.
- BOUVAREL, P. 1994. La diversité biologique: Notion ambiguë. *Revue forestière française XLVI*(1), 46-48.
- BRÄNDLI, U. B.; KAUFMANN, E.; STIERLIN, H.R. 1995. Survey of biodiversity at the Forest Margin in the Second Swiss NFI. En: *Simplicity versus efficiency and assessment of non-timber resources*. KÖHL, M.; BACHMANN, P.; BRASSEL, P.; PRETO, G. (Eds). Conference on forest survey designs, Monte Verità, Ascona, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow, and Landscape Research (WSL/FNP)- Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Section of Forest Inventory and Planning, pp. 141-150.
- BRASSEL, P. 1995. Assessment of non-productive forest functions in the Swiss National Forest Inventory (NFI). En: *Simplicity versus efficiency and assessment of non-timber resources*. KÖHL M.,
- CHAUVET, M. 1991. Patrimoines Naturels Forestiers: Conclusions. *Revue forestière française XLIII*. N° sp, 221-223.
- DECONCHAT, M.; BALENT, G.; VIÉBAN, S.; LAUGA-REYREL, F. 1998. Relations entre biodiversité et exploitation forestière: basses pour une méthode d'analyse. *Revue forestière française L*(2), 159-168.
- DEMPSTER, J.P. 1977. The scientific basis of practical conservation: factors limiting the

- persistence of populations and communities of animals and plants. *Proc. R. Soc. Lond. B.* **197**, 69-76.
- DUBOURDIEU, J.; MORTIER, F.; HERMELINE, M. 1995. Biodiversité et gestion des forêts publiques en France: Du concept à la pratique. *Revue forestière française* **XLVII**(3), 223-229.
- DUREL, C.E.; BAHRMAN, N. 1995. Analyse de la diversité génétique des peuplements de pin maritime de Corse. Gestion et exploitation de la ressource génétique. *Revue forestière française* **XLVII** (5), 509-522.
- ESSEEN, PA.; EHNSTRÖM, B.; ERICSON, L.; SJÖBERG, K. 1992. Boreal forests – the focal habitats of Sweden. En: *Ecological principles of Nature Conservation. Applied in temperate and boreal environments*. HANSSON L., ed. Elsevier Applied Science, Londres, pp. 252-325.
- FALINSKIA, J.B.; MORTIER, F. 1996. Biodiversité et gestion durable des forêts en Europe. *Revue forestière française* **XLVIII** (N° sp.), 89-116.
- GOODMAN, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Reviews in Biology* **50**, 237-266.
- GUTIÉRREZ PUEBLA, J.; GOULD, M. 1994. *SIG: sistemas de información geográfica*. Síntesis SA, Madrid, 254 pp.
- HARMON, ME.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S.V.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, JR.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**, 133-302.
- HARRIS, L.D. 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press, 211 pp.
- HAWKSWORTH, D.L.; AGUIRRE-HUDSON, B. 1995. Biodiversidad: concepto y evaluación. *Comisión interministerial de Ciencia y Tecnología. Política científica* **44**, 11-14.
- HICKMAN, C.P.; ROBERTS, L.S., LARSON, A. 1994. *Zoología. Principios integrales*. Interamericana. McGraw Hill (9ª edición, 3ª española), 1074 pp.
- HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* **52**, 577-586.
- INNES, J.L.; KELLER, W.; BOESCH, R. 1998. Assessment of biodiversity in ecosystem monitoring plots with particular reference to Switzerland. En: *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies*. DALLMEIER F.; COMISKEY J.A., ed., Man and the biosphere; Volume 20. UNESCO Paris, pp. 371-395.
- KAENNEL, M. 1998. Biodiversity: a diversity in definition. En: *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. BACHMANN, P.; KÖHL, M.; PÄIVINEN, R., ed., European Forest Institute Proceedings n° 18, pp. 71-81.
- KÖHL, M. 1996. Assessing and monitoring forest biodiversity in Switzerland and Germany. En: *Assessment of biodiversity for improved forest management*. BACHMANN, P.; KUUSELA, K.; UUTERA, J., ed., European Forest Institute Proceedings n° 6, pp. 95-104.
- LÄMÄS, T.; FRIES, C. 1995. An integrated forest inventory in a managed North-Swedish Forest landscape for estimating growing stock and coarse woody debris. En: *Simplicity versus efficiency and assessment of non-timber resources*. KÖHL, M.; BACHMANN, P.; BRASSEL, P.; PRETO, G. (Eds). Conference on forest survey designs, Monte Verità, Ascona, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow, and Landscape Research (WSL/FNP)- Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Section of Forest Inventory and Planning, pp. 296-311.
- LEMAY, V.M. 1995. Estimating the probability and amount of decayed wood in standing trees. En: *Simplicity versus efficiency and assessment of non-timber resources*. KÖHL, M.; BACHMANN, P.; BRASSEL, P.; PRETO, G. (Eds). Conference on forest survey designs, Monte Verità, Ascona, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow, and Landscape Research (WSL/FNP)- Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Section of Forest Inventory and Planning, pp. 200-212.
- MACARTHUR, R.M. 1972. *Geographical ecology, patterns in the distribution of species*. Haper and Row, New York.
- MACARTHUR, R.M.; MACARTHUR, J.W. 1961.

- On bird species diversity. *Ecology* **42**: 594-598.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, NJ., 179 pp.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD Y EVALUACIÓN AMBIENTAL. 1996. *Sistema español de indicadores ambientales: subáreas de biodiversidad y bosque*. Serie monografías, 79 pp.
- NOBLECOURT, T. 1996. La protection de l'entomofaune et la gestion forestière. *Revue forestière française XLVIII* (1), 31-38.
- OFFICE NATIONAL DES FORÊTS. 1993. *Guide pour la prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière*, 32 pp.
- OFFICE NATIONAL DES FORÊTS. 1993. *Instruction sur la prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière*. N° 93 T43. 18 pp.
- PARVIAINEN, J. 1995. New trends for silviculture: Managing for wood production and biodiversity. *European Forest Institute News*, **3** (2), 3.
- PIELOU, E. C. 1995. Biodiversity versus old-style diversity measuring biodiversity for conservation. En: Proceedings of a IUFRO symposium on "Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests". SEBOYLE, T.; BOONTAWEE, B., ed. Center for International Forest Research (CIFOR), pp. 5-18.
- POSO, S.; WAITE, M.L.; KOIVUNIEMI, J. 1995. Permanent plots for studying the effects of non-wood forestry. En: *Simplicity versus efficiency and assessment of non-timber resources*. KÖHL, M.; BACHMANN, P.; BRASSEL, P.; PRETO, G. (Eds). Conference on forest survey designs, Monte Verità, Ascona, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow, and Landscape Research (WSL/FNP)- Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Section of Forest Inventory and Planning, pp. 239-245.
- RAMEAU, J.C.; OLIVIER, L. 1991. La biodiversité forestière et sa préservation. Intérêt patrimonial de la flore, de la végétation et des paysages forestiers. *Revue forestière française XLIII* (N° sp), 19-27.
- RENNER, S.S.; RICKLEFS, R.E. 1994. Systematics and biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* **9**, 78.
- RUIZ DE LA TORRE, J. 1990. Distribución y características de las masas forestales españolas. *Rev. Ecología*, Fuera de Serie N°1, 11-30.
- SHORT, H.L. 1988. A habitat structure model for natural resource management. *Journal of Environmental Management* **27**, 289-305.
- SÖDERSTRÖM, L. 1988. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. *Nord. J. Bot.* **8**, 89-97.
- SPIES, T.A.; FRANKLIN, J.F.; THOMAS, T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* **69**(6), 1689-1702.
- STIERLIN, H.R.; BRÄNDLI, U.-B.; HEROLD, A.; ZINGGELER, J. 1994. *Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 1993-1995*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. 204 pp.
- SZMIDT, A.E. 1995. Molecular population genetics and evolution two missing elements in studies of biodiversity. En: Proceedings of a IUFRO symposium on "Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests". SEBOYLE, T., BOONTAWEE, B., ed. Center for International Forest Research (CIFOR), pp. 177-193.
- TERRADAS, J. 1995. Lo que debe saberse sobre la biodiversidad. *Comisión interministerial de Ciencia y Tecnología. Política científica* **44**, 15-18.
- TRAUB, B. 1997. *Methoden zur quantitativen Charakterisierung von Waldflächenstrukturen*. Mitteilungen der Abteilung für Forstliche Biometrie 97-1. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau. 122 pp.
- ZEIDE, B. 1998. Introductory remarks. The dilemma of ecosystem management: to extend the agony or to address the cause. Publicado en internet, disponible en <http://www.uamont.edu/~zeide/>

Modificaciones metodológicas al Inventario Forestal Nacional: Periodicidad y variables adicionales

La metodología del Inventario Forestal Nacional (IFN) ha ido modificándose y mejorando a lo largo de su historia en función de las demandas de la sociedad y de los recursos disponibles. El Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) supuso un avance importante frente al primero (IFN1) fundamentalmente al establecer las bases metodológicas para un inventario continuo, mientras que con el tercero (IFN3) se ha dado un salto cualitativo con respecto al IFN2 al incorporar la medición de nuevos parámetros que permiten evaluar el desarrollo y la gestión sostenible de los sistemas forestales. Así mismo, en el IFN3 se ha cambiado la base cartográfica del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos al Mapa Forestal de España, solventando uno de los principales problemas del IFN2.

El objetivo del IFN es servir de base para la planificación y gestión de los ecosistemas forestales, que su vez deben responder a los nuevos requerimientos de la sociedad y garantizar la sostenibilidad de estos ecosistemas. Este hecho implica que el IFN debe ser capaz de adaptarse a este cambio y ofrecer la información necesaria hoy en día para una correcta planificación y gestión. Por otra parte, los cambios metodológicos no deben alterar el proyecto de inventario continuo, de modo que se pueda dis-

poner de una información fidedigna a lo largo del tiempo por comparación de inventarios, que suministre información valiosa independientemente de las prioridades de cada momento.

Un problema a la hora de plantear las posibles modificaciones metodológicas del IFN es la diferencia en la información básica necesaria entre diferentes regiones geográficas, pudiendo ser información suficiente en una región lo que en otra es claramente deficiente. Este problema ha llevado a una serie de modificaciones del IFN en varias regiones, fundamentalmente en lo referente a la

periodicidad y a las variables a medir en campo. El objetivo de este capítulo es mostrar estos problemas que plantea el IFN y cómo se han solucionado en dos casos particulares:

- 1) Periodicidad de los inventarios forestales nacionales: red permanente Basonet de parcelas forestales en el País Vasco.**
- 2) Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya.**

4.1. Periodicidad de los Inventarios Forestales Nacionales: Red permanente Basonet de parcelas forestales en el País Vasco

A. CANTERO

ANTECEDENTES

La Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) cuenta con 390.000 hectáreas arboladas. Con sólo el 3,3% de la superficie forestal arbolada española y el 7% de sus existencias en pie, aporta cerca del 15% del volumen de corta anual. Esta cifra, junto con los 3.700 empleos generados por la actividad forestal (MESA INTERSECTORIAL DE LA MADERA DE EUSKADI, 2000), hablan por sí solos de la importancia del recurso madera en este territorio montañoso. Las condiciones climáticas y edáficas se unen para proporcionar una productividad forestal, dominada por el pino radiata (unas 150.000 ha), situada entre las más altas de Europa (Figura 1). Tampoco hay que olvidar la importancia de otros bienes y servicios proporcionados por las masas forestales vascas.

Hasta la actualidad, se han realizado tres inventarios forestales del País Vasco en su concepción de inventario cuantitativo de evaluación de distribución de superficies y existencias maderables. El primero (año 1971 Gipuzkoa, año 1972 Álava y Bizkaia) y tercero (1996) se han enmarcado en la estructura del IFN1 y del IFN2 respectivamente (GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE INDUSTRIA, AGRICULTURA Y PESCA, 1996). Entre ellos se

Capítulo

4

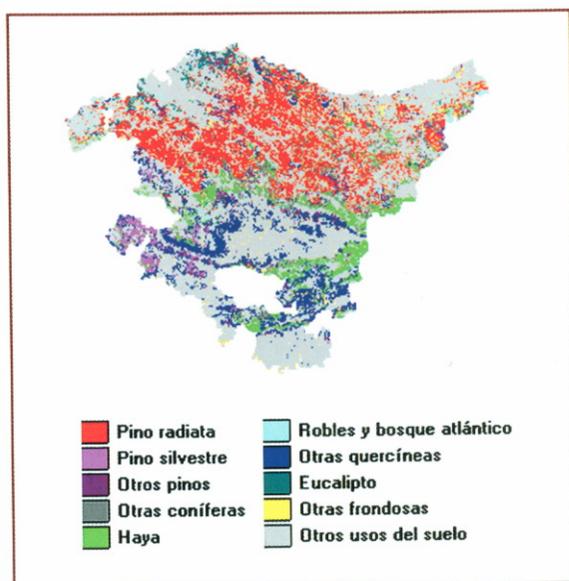


Figura 1. Distribución de las principales especies forestales en el País Vasco. Fuente: GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE INDUSTRIA, AGRICULTURA Y PESCA (1996)

realizó un inventario exclusivo del País Vasco (1986) siguiendo la metodología del IFN2. Estos tres inventarios han resultado ser un instrumento de gran importancia para conocer los recursos forestales del País Vasco, ya que han aportado datos sobre la estructura de edad de las plantaciones forestales. Así, se ha podido cuantificar la superficie y existencias según edades de las principales especies productoras de madera (pino radiata, eucalipto, alerce, etc.) a lo largo de estas últimas décadas y se ha podido realizar previsiones ante una eventual escasez de materia prima maderera.

El ciclo de realización de inventarios forestales del País Vasco (10-14 años) ha coincidido con los usuales en otros inventarios nacionales (Suecia, Francia) (RONDEUX, 1999). Sin embargo, puede tratarse de un periodo excesivamente

amplio ante una realidad forestal dominada por las especies de crecimiento rápido (turnos de 12-50 años) o medio (60-100 años), donde una periodicidad de al menos cinco años parece más adecuada. Frente a otros territorios en los que las comparaciones entre inventarios proporcionan escasas sorpresas, en el País Vasco fenómenos como los graves incendios de 1989 o las fuertes cortas de 1995-1999 se han reflejado en importantes variaciones de la estructura de edades o de las existencias forestales (Figura 2).

ESTABLECIMIENTO DE UNA RED PERMANENTE DE PARCELAS FORESTALES

En 2001 se ha completado el informe "Estado de los bosques del País Vasco según los criterios e indicadores paneuropeos de gestión forestal sostenible" (IKT S.A., 2001), tras un proceso de debate público. El diseño de una estrategia de Gestión Forestal Sostenible en el País Vasco puso de manifiesto, por un lado, el periodo excesivamente dilatado de actualización de ciertos datos forestales y, por otro, la escasez de conocimientos suficientemente muestreados sobre parámetros de gran importancia: el estado fitosanitario, la biodiversidad de los sistemas forestales, las características de los suelos, etc. Consecuencia de este déficit, el Gobierno Vasco y las Diputaciones Forales del País Vasco decidieron establecer una red permanente de parcelas forestales: Basonet.

Basonet tiene el fin de ser un sistema de información forestal basado en una red permanente de parcelas forestales distribuidas de forma sistemática por todo el territorio del País Vasco. La densidad de la red está concebida para que

los datos proporcionados presenten suficiente fiabilidad y su medición no resulte demasiado costosa. Los principales objetivos generales de Basonet están relacionados con el seguimiento de la evolución de superficies forestales y existencias maderables, los aspectos relacionados con la sanidad o con la biodiversidad de los sistemas forestales, la fertilidad de los suelos, los daños producidos por casuísticas excepcionales, el estudio de condiciones de estación de especies forestales, etc. También puede tener fines más concretos como medir el crecimiento individual de los árboles, comprobar la viabilidad de modelos de crecimiento, conocer los parámetros físico-químicos de los suelos forestales y correlacionarlo con el índice de sitio, etc.

Se pretende por tanto que Basonet constituya la red básica de medición periódica de parámetros forestales en el País Vasco y que, si se considera necesario, se pueda intensificar el muestreo, en función de la zona a inventariar o del factor a cuantificar.

Tamaño de la muestra

Se decidió partir de la red ya establecida de 3.909 parcelas del IFN2 realizadas en el País Vasco entre febrero y junio de 1996, siguiendo la malla UTM de 1 x 1 km. Ello posibilita las comparaciones directas árbol a árbol y parcela a parcela separadas cinco años, simplemente localizando el rejón enterrado y midiendo los



Figura 2. Evolución simulada de las existencias de pino radiata en el País Vasco. Fuente: IKT, S.A.

datos de cada parcela repitiendo la metodología.

Dado que el objetivo de Basonet es el inventario del País Vasco en su conjunto, no de cada Territorio por separado (objetivo del IFN), la muestra necesaria de parcelas puede ser menor que en 1996. Tomando como referencia el error en el cálculo de las existencias del referido IFN2, se obtienen los resultados de la Tabla 1.

Para obtener un error máximo admisible del 10% en el cálculo de las existencias (con una probabilidad fiducial del 95%), se calculó que podría ser suficiente con cerca de una novena parte de las parcelas de 1996. Estas 428 parcelas constituyen una muestra sistemática, siguen una malla UTM de 3 x 3 km y es fácil saber su localización geográfica: se ubican en terreno forestal arbolado y cuentan con unas coordenadas UTM múltiples de tres, tanto en el eje de las X como en el de las Y (Figura 3). De hecho, el error de muestreo finalmente obtenido en las existencias de las parcelas de Basonet ha sido del 10,2%, ascendiendo al 17-18% el error en cada Territorio Histórico.

Tabla 1. Principales magnitudes relacionadas con las existencias maderables en las parcelas del Inventario Forestal del País Vasco (FUENTE: GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE INDUSTRIA, AGRICULTURA Y PESCA, 1996)

Territorio	Nº de parcelas IFN2	Valor medio de existencias maderables VCC (m ³ /ha)	Error de muestreo en existencias (%)
Álava	1.476	82	4,14
Gipuzkoa	1.182	125	4,04
Bizkaia	1.251	118	4,20
C.A.P.V.	3.909	107	3-3,5

Tamaño de datos

La toma de datos de campo en Basonet ha seguido la metodología del IFN3 (DGCN, 1997), incluidos los pasos iniciales, como localización mediante detectores de metal de los rejonos de las parcelas de 1996. Sin embargo, en Basonet se ha dado una gran importancia a los datos relacionados con la topografía y la estructura del suelo, por lo que se han rellenado dos estadillos específicos sobre particularidades de cada parcela. En las parcelas se han incluido también sondeos de profundidad efectiva del suelo y recogida sistematizada de muestras de hojarasca y de, al menos, dos perfiles del suelo en las calicatas efectuadas, con vistas al envío para análisis de laboratorio. Además de contar con los citados rejonos enterrados, las coordenadas de los centros de las parcelas han quedado también definidas por medio de GPS. Finalmente, se ha complementado la información referente a daños fitosanitarios y tipo de madera seca o muerta.

Con el fin de contar con datos sobre la variabilidad de los factores edáficos en la superficie de la parcela, los tres puntos de sondeo de profundidad efectiva del suelo y de recogida de muestras de hojarasca se separan entre sí unos cinco metros siguiendo una dirección previamente establecida. La calicata correspondiente a cada parcela, con una profundi-

dad mínima de 40 cm, permite la diferenciación de dos horizontes (el superficial de 0-20 cm y el profundo de 20-40 cm), que sirven para describir las variaciones edáficas según la profundidad (color, pedregosidad, densidad aparente, etc.) y para obtener sendas muestras destinadas al análisis físico-químico. Cuanto mayor sea el volumen de datos relacionados con el suelo, mayor será el conocimiento de las condiciones de estación en las que se han desarrollado las distintas masas forestales.

En total, se han medido 7.734 árboles de diámetro normal igual o superior a 7,5 cm, de los cuales 4.466 (un 58%) fueron también medidos en 1996.

Periodicidad

La periodicidad de un inventario, al igual que el tamaño de la muestra, dependen del objetivo deseado, de qué es lo que se desea conocer, en función de los recursos disponibles, la fiabilidad de los resultados y la posibilidad de variación en el tiempo de éstos.

El ciclo de 10 años de repetición del IFN es clásico en términos forestales, pues así suele quedar recogido en las Instrucciones de Ordenación como periodo estándar de vigencia del Plan Especial o de revisión de un Proyecto de Ordenación. Aunque tal vez resulte ade-

cuado para territorios más estables del entorno mediterráneo o boreal, un decenio puede resultar largo para conocer con suficiente detalle la evolución de ciertas estadísticas forestales en regiones de alta productividad forestal (por ejemplo Galicia, Cantabria).

En Basonet, la periodicidad de medición puede variar según las diferentes temáticas contempladas, planteándose *a priori* una remediación global de los árboles cada dos-tres años.

Teniendo en cuenta que hasta 2006-2007, aproximadamente, no se realizará el IFN3 en el País Vasco, podría pensarse en otro inventario dendrométrico en Basonet hacia 2004. Se ha pensado que dicho plazo de dos-tres años puede ser el más adecuado para conocer la evolución de unas masas en las que las intervenciones selvícolas o los fenómenos climáticos pueden tener una influencia determinante.

En el caso del análisis de los parámetros edáficos, dada su carestía, complejidad y escasa variabilidad temporal, no se tiene prevista su repetición con carácter general en los próximos años. Por el contrario, problemas fitosanitarios o de otra índole pueden aconsejar la repetición con carácter anual de ciertas mediciones.

RESULTADOS

Se ha realizado un informe preliminar a fecha enero de 2002 recogiendo los pri-

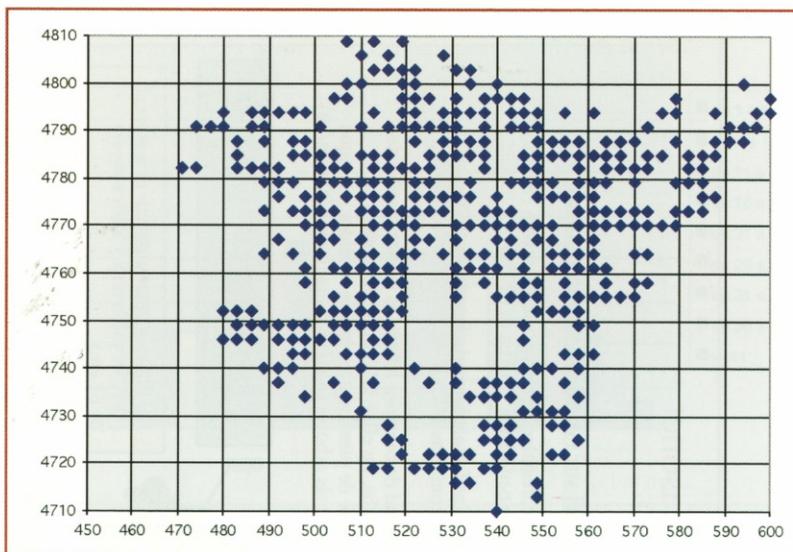


Figura 3. Distribución de las 428 parcelas forestales integrantes de la red Basonet

meros resultados inventariados en la red Basonet (IKT S.A., 2002). Al formar parte dicha red de la estrategia de gestión forestal sostenible en el País Vasco recoge sus mismos objetivos, como pueden ser el conocimiento periódico de ciertos parámetros de interés forestal y la divulgación de los resultados. En la Figura 4 se presenta una síntesis ecológica de la red Basonet.

Dentro de los objetivos generales de Basonet se ha citado el estudio de condiciones de estación de distintas especies forestales. La red Basonet debe ser contemplada no sólo como una fuente de estadísticas sobre productividad forestal, sino también de magnitudes relacionadas con los hábitats forestales del País Vasco. A tal fin, un sencillo cálculo permite cuantificar las diferencias de hábitat (suelo, clima) entre, por ejemplo, la vertiente cantábrica, dominada por las plantaciones con vocación productiva, y la vertiente mediterránea, en la que las masas naturales alcanzan mayor extensión.

Síntesis ecológica de Basonet

Parcelas del norte (vertiente cantábrica)

Terrenos forestales de menor altitud media (350 m) y mayores pendientes (media del 42%)

Dominan las formaciones de coníferas (64%) sobre las frondosas (36%)

La cantidad de biomasa leñosa es alta (media de 133 Tm/ha, de ellas 2 Tm/ha de madera seca, procedente de pies muertos en pie o caídos), aunque aparecen menos árboles (densidad media de 570 pies/ha)

Clima más húmedo (P=1.724 mm) y templado (T=12,2°C)

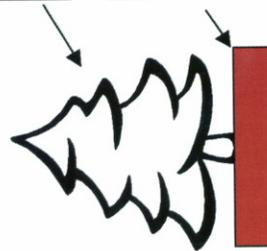
Sotobosque dominado por el matorral (55% de cobertura y altura media de 72 cm)

Escasa presencia de suelos desnudos o rocosos: sólo el 12% de la superficie arbolada muestreada

Suelos de profundidad media (47 cm), con cierta presencia de suelos esqueléticos: un 38% de las parcelas presentan un espesor efectivo medio inferior a 40 cm

Horizontes superficiales más ácidos (pH medio de 5), con mayor presencia relativa de sustratos silíceos: contenido medio de Calcio de 981 ppm

Materia orgánica más eutrofa (C/N media de 15,4)



Parcelas del sur (vertiente mediterránea)

Terrenos forestales de mayor altitud media (750 m) y menores pendientes (media del 27%)

Dominan las formaciones de frondosas (69%) sobre las coníferas (31%)

La cantidad de biomasa leñosa es menor (media de 118,5 Tm/ha, de ellas 1,5 Tm/ha de madera seca, procedente de pies muertos en pie o caídos), aunque aparecen más árboles (densidad media de 630 pies/ha)

Clima más seco (P=1.154 mm) y frío (T=11°C)

Sotobosque dominado por el matorral (40% de cobertura y altura media de 67 cm)

Importante presencia de suelos desnudos o rocosos: sólo el 28% de la superficie arbolada muestreada

Suelos de profundidad media (49 cm), con mayor presencia de suelos esqueléticos: un 43,5 % de las parcelas presentan un espesor efectivo medio inferior a 40 cm

Horizontes superficiales más básicos (pH medio de 6), con mayor presencia relativa de sustratos calizos: contenido medio de Calcio de 2.985 ppm

Materia orgánica más oligotrofa (C/N media de 17,3)

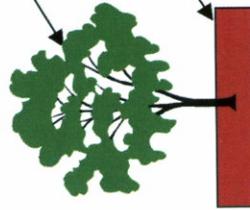


Figura 4

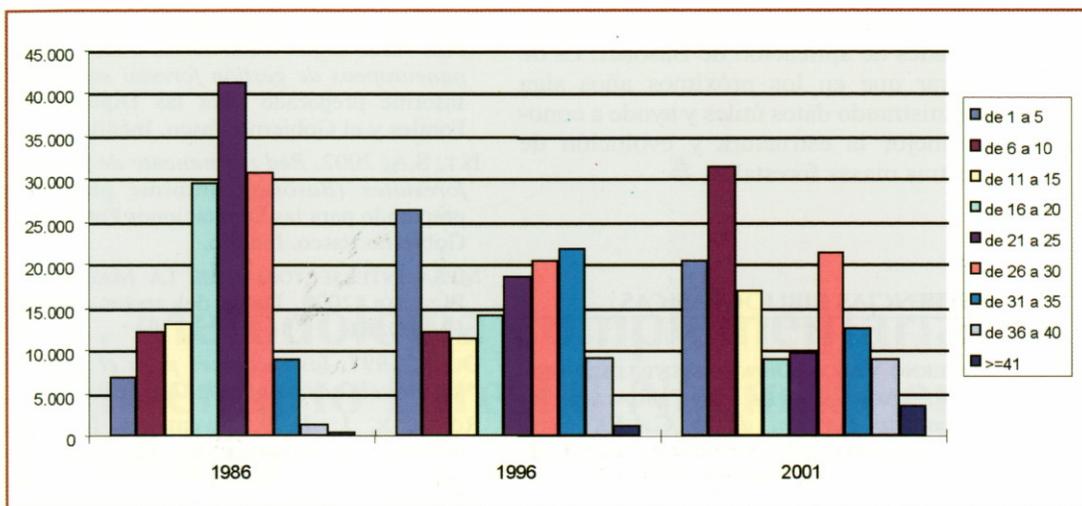


Figura 5. Comparación de superficies estimadas (ha) de pino radiata por clases de edad (años) según distintos inventarios forestales. Fuente: IKT, S.A. (2002)

La enorme cantidad de datos recogidos obliga a sistematizar la búsqueda de resultados y hasta la fecha las conclusiones se han centrado en analizar la relación entre calidad de las masas y factores fisiográficos (altitud, orientación,...), climáticos y edáficos de cada parcela. Hay que tener en cuenta que el alto número de factores y de interrelaciones que pueden intervenir en la determinación de la calidad de un rodal obliga a ser prudente en las conclusiones. Los primeros resultados están siendo de gran interés, ya que corroboran de forma estadística hechos ya apuntados por otros investigadores forestales y están sirviendo para poner en duda fenómenos que se daban por ciertos (compactación de los suelos, acidificación producida por las plantaciones forestales,...).

Otro resultado de interés ha sido, con los lógicos errores estadísticos, la determinación de la estructura de clases de edad en los pinares de radiata del País Vasco. Aunque se está frenando el descenso de superficie de esta especie, se ha

detectado una disminución de la superficie de fustal, debido a las, ya citadas, intensas cortas del periodo 1995-1999 (media en torno a 2 millones de m^3) (Figura 5). Los pinares de mejor calidad han sido los más afectados por estas cortas finales.

No hay que olvidar que los cálculos de existencias de Basonet han adolecido del problema general de la falta de unas adecuadas ecuaciones de cubicación. Sólo se han podido utilizar unas ecuaciones propias de cubicación de pino radiata para el País Vasco (1990) para mejorar las del IFN. La exactitud de estas últimas es dudosa para ciertas especies, en las que la muestra de árboles tipos derribados en los años de construcción de las ecuaciones (IFN1) no es en absoluto concordante con el tamaño de los pies actuales. La edad media y el turno de las plantaciones forestales están siendo crecientes y, además, en el caso de las masas naturales se acumulan varias décadas de capitalización del crecimiento, por lo que estos árboles son cada año de mayores dimensiones. Queda

para el futuro el desarrollo de otras posibilidades de aplicación de Basonet. Es de esperar que en los próximos años siga suministrando datos útiles y ayude a conocer mejor la estructura y evolución de nuestras masas forestales. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE INDUSTRIA, AGRICULTURA Y PESCA, 1996. *Inventario Forestal de la C.A.P.V. Serie Documentos*, nº1. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- IKT, S.A., 2001. *Estado de los bosques del País Vasco según los criterios e indicadores paneuropeos de gestión forestal sostenible*. Informe preparado para las Diputaciones Forales y el Gobierno Vasco. Inédito.
- IKT, S.A., 2002. *Red permanente de parcelas forestales (Basonet)*. Informe preliminar preparado para las Diputaciones Forales y el Gobierno Vasco. Inédito.
- MESA INTERSECTORIAL DE LA MADERA DE EUSKADI, 2000. Datos del sector. *Euskadi Forestal* 61.
- DGCN, 1997. *Instrucciones para el apeo de las parcelas de campo del IFN3*. Inédito.
- RONDEUX, J.; 1999. Inventaires forestiers nationaux et régionaux. En: *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. Les Presses Agronomiques de Gembloux, 522 pp.

4.2. Metodología complementaria al Inventario Forestal Nacional en Catalunya

J.J. IBÁÑEZ; J. VAYREDA y
C. GRACIA

INTRODUCCIÓN

Casi nadie concibe hoy en día los bosques como meros productores de madera. Ni tan siquiera los montes como meros productores de recursos renovables. Sí parece claro que ha calado en la sociedad la concepción del monte como un ecosistema y por tanto demanda datos relativos al estado del ecosistema y no solamente del monte productor. También parece evidente que las metodologías de inventariación forestal deben adaptarse para poder recoger una información del monte acorde con esta nueva concepción del mismo. Por pasar de lo general a lo concreto y a modo de ejemplo, si como reza el primer volumen publicado del IFN3 relativo a La Coruña, uno de los objetivos específicos del inventario es estimar la cuantía del carbono absorbido de la atmósfera y fijado en los distintos componentes de los ecosistemas forestales, habrá que poner a punto, probar y aplicar los métodos de muestreo extensivo adecuados para lograr ese objetivo. Presentar una metodología extensiva, sencilla en la ejecución y probada, capaz de dar respuesta a las nuevas preguntas que deben contribuir a resolver los inventarios forestales es el objetivo de este capítulo.

Capítulo

4

Catalunya cuenta con una experiencia propia en inventarios forestales. El Inventario Ecológico y Forestal de Catalunya (IEFC), que el CREAF llevó a cabo entre los años 1988 y 1998 representó, entre otras cosas, una contribución metodológica a los inventarios forestales nacionales, ya que como sugiere su nombre, además de las variables más habituales incorporó nuevas variables como: la biomasa de ramas y hojas de los árboles y de la hojarasca del suelo, la biomasa aérea total, la concentración y la cantidad de nutrientes en las diversas fracciones del árbol y en la hojarasca del suelo, la vida media de las hojas, el índice de área foliar, el peso específico de las hojas, la estructura y composición del sotobosque o los modelos de combustible y de inflamabilidad. Como veremos más adelante conocer el carbono absorbido y fijado en los distintos componentes de los ecosistemas forestales, requiere tener un conocimiento extensivo de la mayor parte de esas "nuevas" variables ecológicas.

Hay que destacar que ya en estos momentos el IFN3 ha añadido al muestreo realizado en Catalunya algunas de estas variables, concretamente: la concentración y cantidad de nutrientes foliares, la vida media de las hojas y la biomasa de ramas y hojas.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el IEFC se levantaron 10.644 estaciones de muestreo distribuidas al azar, una por cada 100 ha, aproximadamente, de superficie forestal arbolada. Sobre la parcela de campo de la Figura 1 se listan las principales variables medidas. Una de las características distintivas de aquel inventario fue la obtención de muestras en el campo, lo que implicó su posterior

manipulación en el laboratorio. Este trabajo consistió en:

- Separar las hojas de las ramas de un conjunto de unas 16.000 ramas de las principales especies forestales para poder estimar la biomasa de hojas y de ramas.
- Medir los anillos de crecimiento de un conjunto de más de 9.000 *cores*.
- Medir los cinco últimos anillos de un conjunto de más de 31.000 *cores*.
- Calcular el peso específico de más de 2.500 muestras de hojas.
- Separar las hojas por edades de un conjunto de más de 2.200 ramas.
- Secar, separar y pesar las fracciones de la hojarasca de más de 2.200 parcelas.
- Preparar y analizar (concentración de C, N, P, S, K, Mg, y Ca) la madera, corteza, ramas y hojas de más de 10.000 muestras de las principales especies forestales.

Información completa sobre la metodología se puede encontrar en el volumen de métodos del IEFC (GRACIA *et al.*, 2002), sobre las principales novedades y aportaciones del Inventario Ecológico y Forestal de Catalunya en IBÁÑEZ *et al.* (2001) y sobre los resultados, publicados por regiones forestales, en <http://www.creaf.uab.es/iefc/>.

El IEFC, a parte de incorporar éstas y otras variables tuvo un especial interés en actualizar y determinar con precisión las superficies forestales, lo que motivó la realización del Mapa de Cubiertas del Suelo de Catalunya (<http://www.creaf.uab.es/mcsc>); BURRIEL *et al.*, 2001). Por lo que respecta al tratamiento de datos, las principales novedades fueron el uso de ecuaciones alométricas (de hecho se expresan como una ecuación potencial) en las relaciones entre diámetros (diámetro normal, diá-

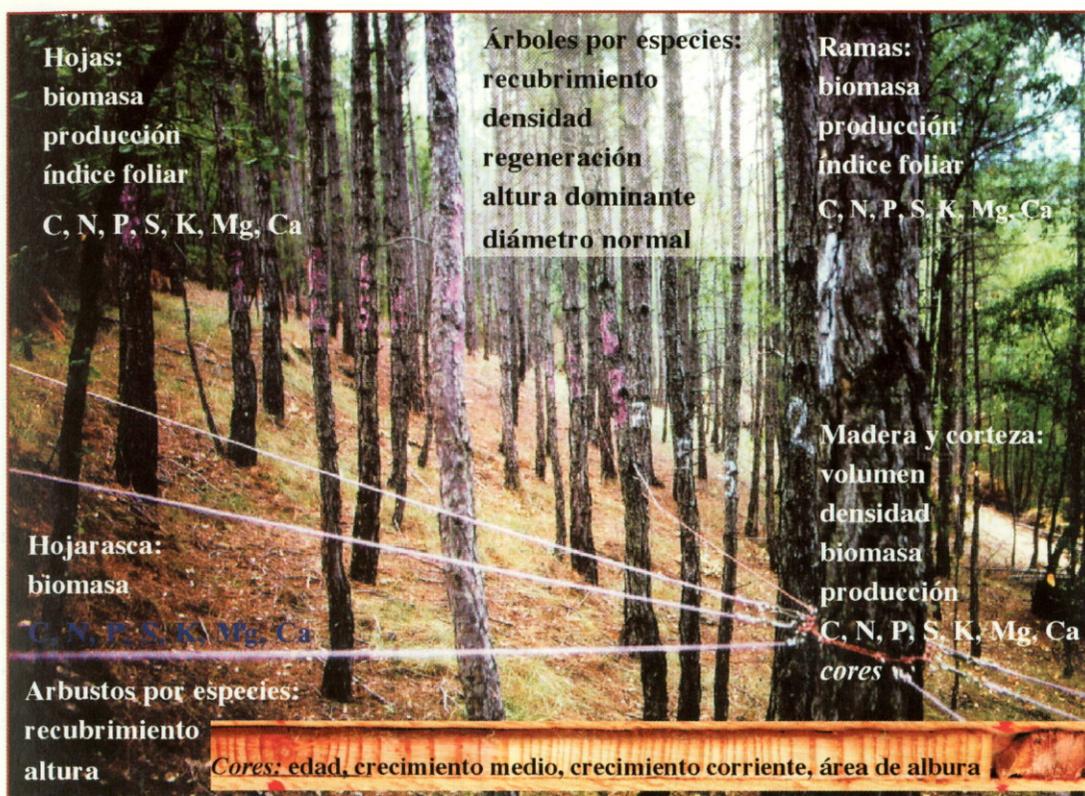


Figura 1. Parcela de muestreo del IEFC. Sobre la imagen se han listado las principales variables medidas y/o muestreadas.

metro de una rama, siempre fáciles de medir) y el resto de variables del árbol; y, el mantenimiento de la parcela de muestreo georeferenciada como unidad básica de información. De este modo, en un entorno SIG, la información de las parcelas se puede recombinar en función de múltiples criterios como límites geográficos (comarcas), tipología de las masas forestales (estratos), etc. La posibilidad de gestionar las grandes bases de datos generadas por los inventarios forestales mediante potentes gestores de bases de datos y sistemas de información geográfica aumenta enormemente las posibilidades de utilización de la información recogida, tanto para la investigación

como para la gestión forestal. Por ello, el CREAM diseñó una base de datos relacional que incluía información tanto del IEFC como del IFN2 e IFN3 y un programa para gestionarla llamado MiraBosc (VAYREDA, 2000), que tiene, conceptualmente, mucho en común con BASIFOR (Río *et al.*, 2001).

Como no es el objetivo de este capítulo hacer un repaso exhaustivo de toda esta metodología, nos centraremos en el cálculo de algunas de las variables que ya se han incorporado al muestreo del IFN3, proyecto en el que participamos. Hay que advertir de todos modos, que por el momento el muestreo de estas variables se ha limitado a un conjunto de unas

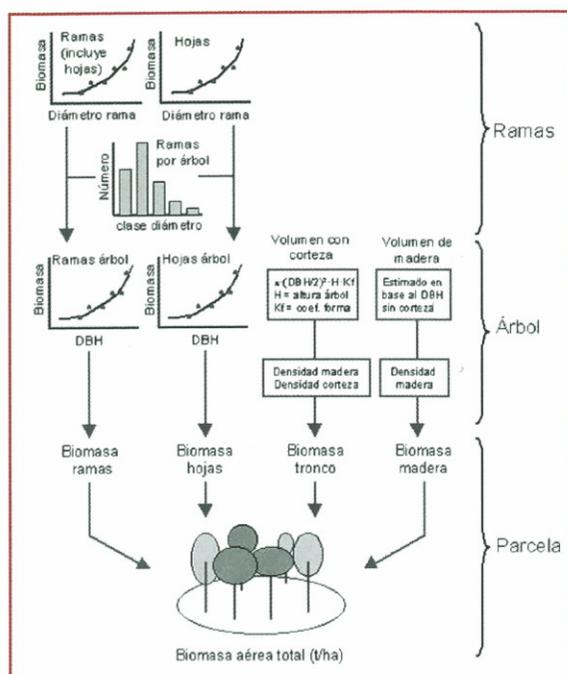


Figura 2. Esquema conceptual del cálculo para la obtención de la biomasa aérea total en una parcela de campo. Si se dispone de la concentración de carbono de las diferentes fracciones del árbol se pueden conocer las toneladas de carbono por hectárea acumuladas en un determinado estrato

1500 parcelas seleccionadas al azar entre las propuestas para el IFN3 en Catalunya, de las especies: *Pinus sylvestris*, *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus uncinata*, *Quercus ilex*, *Quercus suber* y *Quercus humilis* (esta última *sensu lato*).

Biomasa de ramas, biomasa de hojas y biomasa aérea total

Durante los trabajos de campo del IEFEC, en una de cada cinco parcelas se muestrearon entre seis y ocho ramas de diferentes diámetros de las que se midió su diámetro y su peso a cinco cm del punto de inserción al tronco. El peso total

de las ramas (BR) incluye las hojas (BH). Posteriormente se separaron las hojas de las ramas. Con estos datos se calcularon las relaciones entre el diámetro de la rama y su peso total o peso de hojas (Figura 2):

$$BR = a' \cdot D^{b'}$$

$$BH = a'' \cdot D^{b''}$$

donde D es el diámetro de la rama.

Conociendo el diámetro de todas las ramas de cada árbol, se pueden obtener las biomasa total de ramas y de hojas sin cortar y pesar todas las ramas del árbol. Para ello, en el IFN3, de los árboles tipo (entre seis y ocho) de las especies principales de cada una de las 1500 parcelas seleccionadas se contó el número de ramas por clases de diámetro (cada dos cm); en el caso de que el diámetro de la rama superara los 10 cm se anotaba directamente su valor. Para obtener el peso seco basta con multiplicar el peso fresco por la relación entre el peso seco (secado a la estufa a 75 °C durante 24 horas) y el peso fresco de la muestra. En la práctica el valor de esta relación acostumbra a diferir poco de 0,5. Con los coeficientes de regresión de esta relación alométrica se estima el peso de una rama tipo de cada clase de diámetro, en otras palabras, el peso de una rama de diámetro 1 cm (correspondiente a las ramas de la clase de cero a dos cm), tres cm (para la clase de dos a cuatro cm), etc. La suma del número de ramas de cada clase de diámetro multiplicada por el peso unitario de la rama correspondiente a la clase es la biomasa de ramas de un árbol (BR, Figura 2).

$$BR = \sum_{i=1}^n BR_i \cdot NR_i$$

BR_i es el peso seco de una rama tipo de la clase i -ésima de diámetro

NR_i es el número de ramas de la clase i -ésima de diámetro

El procedimiento es similar para al cálculo de la biomasa de hojas (BH) con la única diferencia que se utilizó la relación alométrica entre el diámetro de la rama y el peso seco de hojas.

$$BH = \sum_{i=1}^n BH_i \cdot NR_i$$

BH_i es el peso seco de hojas de una rama tipo de la clase i -ésima de diámetro

NR_i es el número de ramas de la clase i -ésima de diámetro

Una vez calculada la biomasa de ramas y de hojas de cada árbol tipo de la parcela se obtuvieron sendas relaciones alométricas entre el diámetro normal del árbol y la biomasa de ramas del árbol y entre el diámetro normal del árbol y la biomasa de las hojas:

$$BR = a \cdot DN^b$$

$$BH = a' \cdot D^{b'}$$

Obtenidas estas relaciones, ya sea en el ámbito de la parcela o bien a un nivel más general (una comarca por ejemplo), a partir del diámetro normal de cada árbol se estima la biomasa de ramas y la biomasa de hojas de cada una de las parcelas.

Si se conoce la densidad de la madera y la corteza de estas especies (datos del IEFC para Catalunya), multiplicando los volúmenes de madera y corteza por sus densidades se obtienen las respectivas biomásas (Figura 2). La biomasa aérea total de cada árbol es la suma de todas las

fracciones: madera del tronco, corteza del tronco y ramas (las ramas ya incluyen las hojas).

Análisis de nutrientes

La vegetación almacena, reutiliza y retorna al suelo una parte de los nutrientes absorbidos. Esta circulación interna no es constante. A lo largo del proceso de sucesión del bosque experimenta cambios a la vez que fluctúa periódicamente siguiendo un ritmo estacional. Sin olvidar que hay una serie de factores locales, responsables de variabilidad dentro de la misma población, e incluso dentro del mismo individuo; por ejemplo, el efecto de la diferente posición de los individuos dentro de la parcela, los efectos de dominancia y supresión entre individuos de diferente tamaño, etc. Hay todavía otro factor, que afecta sobretodo a la concentración de los nutrientes en hojas, su posición dentro de la copa. Esta enorme diversidad de situaciones existentes hace inabordable su estudio de forma extensiva a menos que se obtenga una muestra compuesta por parcela representativa de cada una de las especies, eliminando esta variabilidad. En tal caso el análisis se puede centrar en tres aspectos suficientemente importantes: conocer las concentraciones de los principales nutrientes en las diferentes fracciones de la biomasa aérea de las principales especies arbóreas, conocer la estrategia de cada especie como captador y reserva de nutrientes y detectar posibles déficits nutricionales que puedan afectar a su crecimiento

Los análisis químicos permitieron conocer, para las especies principales de cada parcela, la concentración de C, N, P, S, Ca, Mg y K de la madera, la corteza del tronco, las ramillas (madera y corteza) y las hojas. En total fueron 28 valores de concentración de nutrientes (siete para

cada una de las cuatro fracciones aéreas del árbol) por parcela. El contenido mineral de la biomasa aérea o mineralomasa acumulada se obtuvo, para cada especie principal de la parcela, multiplicando la biomasa de cada fracción por la concentración de cada nutriente analizado. Nótese que cuando esta operación se hace con la concentración de carbono, se obtiene la cantidad de carbono acumulada en la biomasa aérea de la parcela. El contenido mineral incorporado anualmente a la biomasa aérea o mineralomasa anual incorporada se obtuvo multiplicando la producción anual de cada fracción de la especie principal por la concentración de cada nutriente analizado.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Presentación y gestión de la información

Más allá de las clásicas tablas de resultados que se han publicado por regiones forestales (Cataluña se divide en ocho, definidas en el Plan General de Política Forestal), la concepción de una red de muestreo georeferenciada como un vector estructurado de puntos con una base de datos relacional asociada, apta para ser interrogada a través de las herramientas habituales en los SIG y en los gestores de bases de datos, permite que el IEFC pueda suministrar información forestal desde cualquier punto de vista y cualquier ámbito territorial (comarca, espacio de interés natural, etc.) siempre que incluya un número de estaciones de muestreo suficiente para que el resultado sea fiable desde el punto de vista estadístico. Para gestionar la base de datos del IEFC se desarrolló una aplicación informática llamada MiraBosc.

MiraBosc aumenta la utilidad de los inventarios forestales en tres sentidos: 1) facilita la organización y consulta de la información, 2) facilita la gestión forestal a las administraciones y 3) agiliza enormemente la realización de trabajos de investigación a partir de la información de los inventarios forestales. MiraBosc se ha utilizado para la obtención de todas las tablas que aparecen en los volúmenes de síntesis de resultados del IEFC (GRACIA *et al.*, 2000a, 2000b, 2000c, 2001a, 2001b, 2002a, 2002b, 2002c; <http://www.creaf.uab.es/iefc>). Actualmente sé esta trabajando en una versión del programa que permite su utilización por parte de investigadores y gestores no expertos en lenguaje SQL.

La base de datos incorpora los datos del IEFC e IFN2 y, en un futuro próximo, se añadirá la información del IFN3. MiraBosc permite construir consultas mediante varios asistentes y según distintos niveles de dificultad que vendrán determinados por el grado de conocimiento por parte del usuario de la base de datos y del lenguaje de consultas SQL. Al final del proceso de asistencia, MiraBosc construye la consulta en lenguaje SQL que se puede guardar como un fichero de texto. La consulta, a su vez, puede ser ejecutada y la tabla resultante se puede almacenar en distintos formatos (CSV, Dbase o Html). Finalmente, las selecciones de las consultas sobre las estaciones del inventario pueden guardarse como un vector estructurado de puntos de MiraMon que puede ser objeto de análisis mediante el SIG MiraMon (<http://www.creaf.uab.es/miramon>; PONS, 2001).

Variables ecológicas

Una de las principales aportaciones del IEFC fue la inclusión de variables

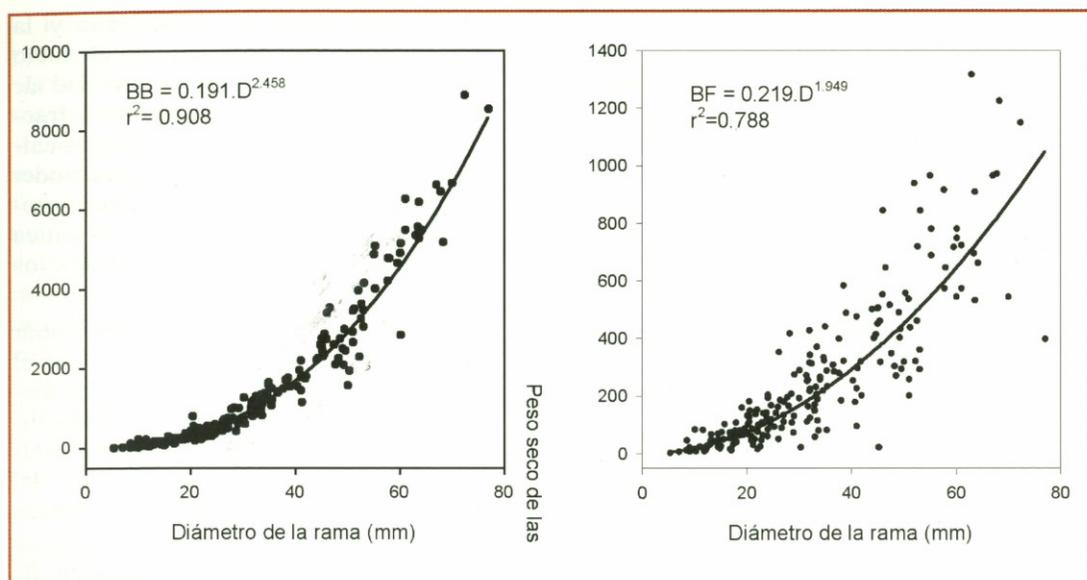


Figura 3. Relaciones alométricas entre diámetro de las ramas y el peso seco de las ramas (izquierda) y entre el diámetro de las ramas y el peso seco de las hojas (derecha) para *Pinus sylvestris* en la comarca del Berguedà. El número de muestras en ambos casos es de 208

ecológicas. Por primera vez se dispone de referencias sobre las concentraciones de nutrientes (C, N, S, K, Mg y Ca) en las diferentes fracciones de más de 20 especies de árboles forestales en Catalunya y sobre cómo varían entre localidades y especies. Se conoce mejor la arquitectura de las distintas especies. Hay información sobre la relación entre el diámetro de las ramas y el peso de ramas y de hojas (Figura 3); sobre la proporción que representan las ramas y hojas; sobre la biomasa aérea total del árbol (Figura 4) y su producción; y por lo tanto, se puede conocer la cantidad de carbono que contiene la biomasa aérea y la cantidad de CO₂ que fija anualmente. (Figura 5). Se conoce qué bosques acumulan mayor cantidad de hojarasca, cual es la edad media de las principales especies en diferentes zonas o qué modelo de combustible domina en cada zona, por citar sólo algunos ejemplos.

La evaluación de los recursos forestales llevada a cabo con los inventarios forestales permite obtener información fiable del volumen con corteza de los bosques. Sin embargo, la mayoría de ellos todavía están lejos, a pesar de las constantes incorporaciones de nuevas variables en el muestreo, de poder responder con precisión y fiabilidad a uno de los objetivos específicos que debería responder todo inventario forestal nacional: ¿Qué cantidad de carbono hay actualmente almacenada en los bosques del país?

Cantidad de carbono en la biomasa aérea del árbol

Se sabe que el contenido de carbono de una determinada especie de árbol depende esencialmente de la biomasa de sus respectivas fracciones: madera, cor-

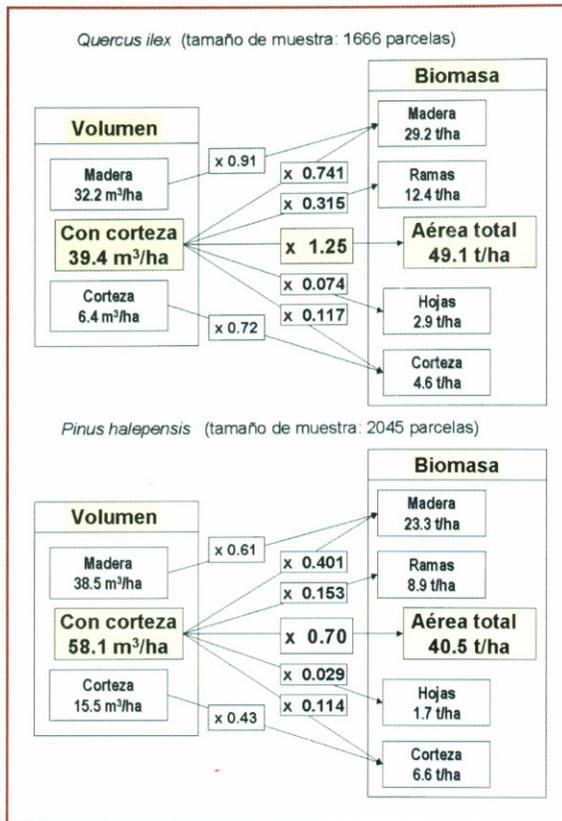


Figura 4. Si se conocen las diferentes fracciones de la biomasa aérea por especies es posible encontrar factores de expansión para estimar estos valores a partir del volumen con corteza, una variable que se estima en todos los inventarios forestales nacionales. Obsérvese la gran diferencia existente entre estas dos especies mediterráneas que llegan a producir una inversión en términos de biomasa por hectárea respecto a los volúmenes con corteza medios de ambas especies

teza, ramas, hojas y raíces y de la concentración de carbono en cada una de ellas. A su vez, la biomasa de madera y de corteza depende de los volúmenes y densidades de esas fracciones del árbol. Ahora bien, si nos interesa el bosque y no sólo el árbol, habrá que determinar la cantidad de hojarasca acumulada en el

suelo, la biomasa del sotobosque y la concentración de carbono en el suelo forestal. Si se determina la cantidad de carbono contenida en las distintas fracciones de la biomasa aérea se pueden calcular factores de expansión para poder conocerla a partir del volumen con corteza (Figura 5), que es quizás la única variable que se determina en todos los inventarios forestales.

Por otra parte si se llega a determinar cada una de las partes que constituyen el bosque y cómo varían en función de factores como el clima, la edad, la estructura de la vegetación, etc., se podrá establecer un factor que permita pasar del volumen con corteza (algo que miden todos los inventarios) a la cantidad de carbono acumulado para cada tipo de bosque.

El análisis detallado de los datos del IEFIC reveló que el factor para obtener la biomasa aérea a partir del volumen con corteza es muy distinto entre especies arbóreas forestales. Los valores oscilan entre 1,28 t/m³ de *Quercus ilex* hasta los 0,44 t/m³ de *Pinus radiata*. Se trata de valores medios para Catalunya, sin tener en cuenta otros factores (clima, situación geográfica, estado de madurez, orientación de la parcela) que a su vez pueden hacer variar significativamente dicho factor para cada especie. Estas diferencias tan notables entre especies son debidas, sobretudo, a dos factores:

1. Que de la densidad de madera es muy distinta entre especies: desde 0,90 kg/dm³ de media para *Quercus ilex* hasta 0,43 kg/dm³ para *Populus nigra* como casos extremos.
2. Que también es muy distinta la proporción de ramas: desde 0,42 t por cada m³ de volumen con corteza en *Quercus ilex* hasta 0,04 t/m³ en *Pinus radiata* (Tabla 1).

Finalmente, la cantidad de carbono por fracciones aéreas para cada especie varía entre coníferas y frondosas. La madera de coníferas contiene entre 49,9 y 51,1 g de carbono por cada 100 g de madera (peso seco), mientras que en las frondosas los valores medios son ligeramente inferiores, oscilando entre 47,2 y 48,6 g de carbono por cada 100 g de madera (peso seco). Las otras fracciones aéreas (hojas y ramas), de las que aquí no se aportan datos, presentan diferencias algo mayores entre coníferas y frondosas. Estos resultados completos se discuten en GRACIA *et al.* (en preparación).

Aplicación al Tercer Inventario Forestal Nacional

Otra de las aportaciones del IEFC fue efectuar este trabajo de una manera extensiva. No solamente se obtuvieron esos datos, sino también mucha información sobre lo que cuesta obtenerlos y la problemática que plantea. Se pudo constatar que la metodología puesta a punto resulta asumible por un proyecto de la envergadura de un inventario forestal nacional. El esfuerzo adicional que representa la medición de estas variables es razonable tanto en tiempo de muestreo como de preparación técnica de los equipos de campo.

Como el IFN3 ha añadido al muestreo realizado en Catalunya algunas de estas variables, en breve se podrá actualizar también parte de la información que en su día evaluó el IEFC, como por ejemplo la cantidad de carbono acumulada en la parte aérea de los árboles del bosque de Catalunya. Ahora bien, para ello será necesario aprovechar parte de la información recopilada por el IEFC: las relaciones alométricas para las especies minoritarias (no muestreadas en esta

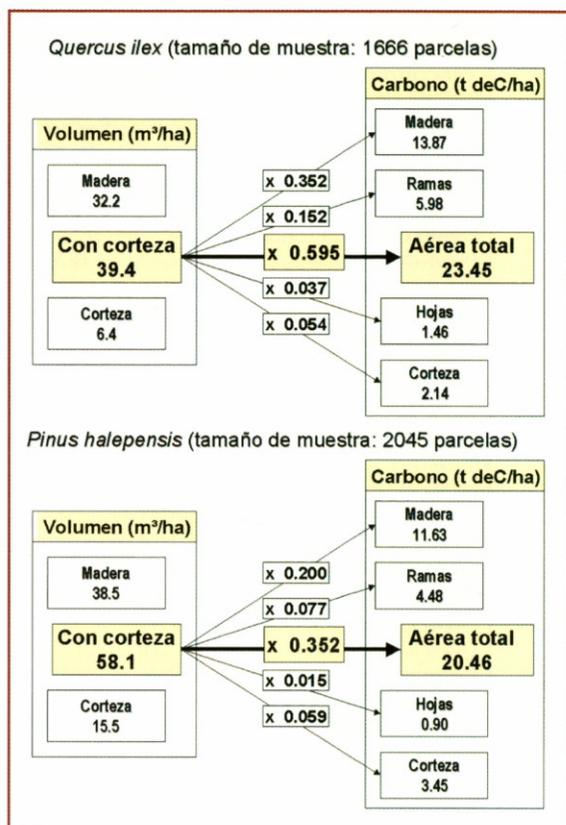


Figura 5. Factores de expansión que permiten estimar la cantidad de carbono almacenada por unidad de superficie en la biomasa aérea de dos de las principales especies forestales del ámbito mediterráneo. Nótese que existe una importante diferencia entre ambas especies y que la encina almacena una gran proporción de carbono por unidad de volumen

ocasión) del diámetro de las ramas y el peso de la rama y las hojas, la concentración de carbono de ramas, madera y corteza, y las densidades de madera y corteza.

La experiencia y los resultados obtenidos en Catalunya deberían ser suficientes para no dilatar más la inclusión de tales variables en el muestreo de las comunidades donde todavía no se ha iniciado el

Tabla 1. Valores medios y desviación estándar por especies y número de datos para: la concentración de carbono en madera (g de C/100 g peso seco de madera), densidad de la madera (kg/dm³) y el factor (t/m³) que relaciona la biomasa de ramas con el volumen con corteza.
Fuente: IEFC (CREAF)

	Carbono		Densidad		Factor	
	media±ds	n	media±ds	n	media±ds	n
Coníferas						
<i>Pinus halepensis</i>	49,9±1,45	182	0,61±0,070	182	0,22±0,099	2041
<i>Pinus sylvestris</i>	50,9±1,49	230	0,55±0,073	230	0,16±0,062	2004
<i>Pinus nigra</i>	50,9±1,43	161	0,62±0,077	161	0,16±0,060	1260
<i>Pinus uncinata</i>	50,9±1,57	24	0,52±0,070	24	0,12±0,076	489
<i>Pinus pinea</i>	50,8±1,19	39	0,59±0,095	39	0,27±0,059	328
<i>Pinus pinaster</i>	51,1±1,69	21	0,52±0,076	21	0,15±0,055	119
<i>Pinus radiata</i>	49,7±1,19	4	0,49±0,101	4	0,04±0,010	16
Esclerófilas						
<i>Quercus ilex</i>	47,5±1,40	228	0,90±0,073	228	0,42±0,140	1631
<i>Quercus suber</i>	47,2±1,66	67	0,83±0,116	67	0,10±0,030	543
<i>Arbutus unedo</i>	48,1±1,74	9	0,82±0,065	9	0,70±0,230	28
Caducifolios						
<i>Quercus humilis</i>	48,5±0,68	55	0,77±0,066	55	0,19±0,084	408
<i>Fagus sylvatica</i>	48,6±1,41	43	0,69±0,055	43	0,13±0,051	266
<i>Quercus cerrrioides</i>	48,1±1,10	15	0,78±0,082	15	0,30±0,101	128
<i>Castanea sativa</i>	48,4±2,46	24	0,59±0,093	24	0,16±0,043	100
<i>Quercus petraea</i>	48,4±0,52	13	0,73±0,065	13	0,15±0,062	83
<i>Quercus faginea</i>	48,0±0,74	5	0,79±0,064	5	0,37±0,119	68
<i>Betula pendula</i>	48,5±0,60	2	0,60±0,055	2	0,12±0,047	55
<i>Populus nigra</i>	48,3±0,26	3	0,43±0,098	3	0,07±0,033	49

muestreo de campo. Por otra parte estas variables requieren una periodicidad de muestreo muy acorde con el ciclo del IFN. 

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BURRIEL, J.A.; IBÁÑEZ, J.J.; PONS, X. 2001. El mapa de cubiertas del suelo de Cataluña: herramienta para la gestión y la planificación territorial. *III Congreso Forestal Nacional*, Granada. Mesa 4, pp. 83-89.
- DEL RIO, M.; RIVAS, J.; CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; MONTERO, G.; CAÑELLAS, I.; ORDÓÑEZ, C.; PANDO, V.; SAN MARTÍN, R.; BRAVO, F. 2001. BASIFOR: aplicación informática para el manejo de bases de datos del

segundo inventario forestal nacional. *III Congreso Forestal Nacional*. Granada. Mesa 4, pp. 49-54.

- GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2000a. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal V*. Ed. CREAF, 90 pp.
- GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2000b. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal IV*. Ed. CREAF, 108 pp.
- GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2000c. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal VI*. Ed. CREAF, 82 pp.
- GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2001a. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal II*. Ed. CREAF, 96 pp.
- GRACIA, C.; IBÁÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.;

- BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2001b. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal III*. Ed. CREAF, 143 pp.
- GRACIA, C.; IBÀÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2002a. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal I*. Ed. CREAF, 122 pp.
- GRACIA, C.; IBÀÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2002b. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal VII*. Ed. CREAF, xx pp.
- GRACIA, C.; IBÀÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. 2002c. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal VIII*. Ed. CREAF, xx pp.
- GRACIA, C.; IBÀÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T. en prensa. *Inventari Ecològic y Forestal de Catalunya. Mètodes*. Ed. CREAF. ISBN: 84-931323-0-6.
- GRACIA, C.; VAYREDA, J.; SABATÉ, S.; IBÀÑEZ, J.J. in preparation. Biomass expansion factors in 37 tree species in Catalonia.
- IBÀÑEZ, J.J.; VAYREDA, J.; BURRIEL, J.A.; MATA, T.; GRACIA, C. 2001. *Inventario Ecológico y Forestal de Catalunya. Aportaciones y resultados. III Congreso Forestal Nacional*, Granada. Mesa 4, pp. 101-107.
- PONS, X. 2001. *MiraMon. Geographic Information System and Remote Sensing software*. Ed. CREAF. Bellaterra. ISBN: 84-931323-5-7.
- VAYREDA, J. 2000. *MiraBosc: un programa gestor de l'Inventari Ecològic y Forestal de Catalunya. Silvicultura* 29

Caracterización selvícola de masas forestales mediante el Inventario Forestal Nacional

C. DEL PESO;
A. SANITJAS;
J.A. MONREAL;
B. GUERRA; D. VILLADA;
J.A. REQUE;
M. DOMINGUEZ ;
C. PRIETO; e I. RUIZ

INTRODUCCIÓN

La base de datos del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) en España ha tenido como objetivo proporcionar información actualizada de los montes, así como también coadyuvar en la planificación y gestión de los recursos forestales al permitir el cálculo de existencias y composición específica de una región geográfica en particular.

A través del programa informático BASIFOR (Río *et al.*, 2001a), el análisis de la base de datos es sencillo. La información del IFN2 (ICONA, 1990) permite realizar trabajos de caracterización selvícola en las masas forestales españolas de diversas especies, cuyos resultados sirven para conocer la situación actual de estos montes, facilitando la planificación de las intervenciones futuras en una adecuada gestión forestal.

El objetivo de esta caracterización selvícola es conocer la estructura y desarrollo de las masas forestales en un área geográfica determinada. A través de una adecuada caracterización se puede comparar el comportamiento de la especie en diversos sitios en función de su calidad de estación, o comparar el desarrollo de diversas especies en el mismo lugar y analizar el desarrollo a lo largo del tiempo de una

masa forestal en particular. Los datos del IFN son especialmente útiles para una primera aproximación, para estudios a escala comarcal o provincial y cuando no se disponen de otros datos mejores.

Los estudios de caracterización en curso que se están llevando a cabo dentro del grupo de investigación sobre gestión forestal sostenible del Departamento de Producción Vegetal y Silvopascicultura (E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid) comprenden las principales especies forestales españolas: *Pinus sylvestris* L., *Pinus nigra* Arn.; *Pinus pinaster* Aiton *ssp. mesogeensis*, *Pinus pinea* L., *Pinus halepensis* Mill., *Quercus faginea* Lam., *Quercus ilex* L., *Quercus pyrenaica* Willd., *Quercus suber* L., *Fagus sylvatica* L. y *Populus tremula* L. entre otras. En el presente capítulo se exponen algunos de los resultados de estos trabajos con el fin de ilustrar el potencial de la base de datos del IFN2 y del programa informático BASIFOR para realizar caracterizaciones selvícolas.

Dentro de la caracterización de las masas forestales, los datos del IFN2 y la herramienta informática BASIFOR permiten:

- Definir la estructura de las masas de estudio.
- Caracterizar las masas a partir de sus variables dasométricas básicas.
- Elaborar las principales relaciones dendrométricas.
- Definir unas pautas básicas de manejo a partir de la elaboración de normas selvícolas sencillas.
- Estimar la producción de productos maderables y no maderables
- Realizar análisis sencillos de diversidad estructural

Toda esta información analizada se presenta como herramienta básica a par-

tir de la cual elaborar una correcta planificación comarcal o regional así como una base informática muy interesante, para la gestión forestal.

DEFINICIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LAS MASAS DE ESTUDIO

Introducción

Los datos del IFN2 y BASIFOR permiten el análisis de la estructura de las masas, siendo posible definir el grado de mezcla de las distintas especies que componen las masas de estudio (obteniendo información sobre las especies principales y sobre las especies secundarias). Así mismo, una visión a la distribución del tamaño de los árboles dentro de las parcelas del inventario, generalmente el diámetro normal, permitirá completar la información sobre la estructura del rodal, apuntando la posible dinámica de la masa forestal.

Objetivos y metodología propuesta

A partir de la selección de los datos del IFN2 en un área de estudio, para una especie determinada, podemos conocer la presencia de la misma así como el grado de mezcla con otras especies forestales. Un conocimiento pormenorizado de cada parcela nos permite así mismo avanzar en el conocimiento de la forma principal de masa.

La metodología a seguir es la siguiente:

- 1) Seleccionar la especie y el área de estudio (mediante el conocimiento de las UTM correspondientes).
- 2) Obtener datos relativos a la dominancia de las especies (especie dominante: aquella que aporta más del 50%

del área basimétrica total de la parcela).

- 3) Definir el tipo de masa con el que se trabaja (MADRIGAL, 1994):
 - Masas monoespecíficas: aquellas masas con más del 90% de pies de una sola especie.
 - Masas mixtas: aquellas masas que presenten distintas especies no superando ninguna de ellas el 90% de pies.
- 4) Obtener gráficos de número de pies por clase diamétrica para cada parcela de estudio.
- 5) Realizar un análisis de los mismos que permita la clasificación de las masas de estudio en una sencilla tipología de masas (masas regulares jóvenes, masas regulares jóvenes con pies residuales de gran tamaño, masas irregulares, etc.).

Se ilustran estas posibilidades con los siguientes ejemplos:

- Caracterización de las masas de *Populus tremula* en Pirineos
- Caracterización de las masas de *Quercus suber* en Cataluña
- Caracterización de las masas de *Pinus pinaster* ssp. *mesogeensis* en toda España.

Resultados y discusión

• Masas de álamo temblón en Pirineos

Las masas de *Populus tremula* del Pirineo analizadas a partir de las 138 parcelas existentes con presencia de esta especie (Figura 1), se pueden clasificar en distintos grupos según la composición específica de los pies mayores que forman las parcelas. En el presente estudio se estable como especie dominante cuando aparece con más del 50 % de total de

área basimétrica de la parcela del IFN2. Así se definieron tres tipos de masas:

- **Masas con dominancia de *Populus tremula*:** representan un 24,64% del total de parcelas donde aparece la especie. Se corresponde a masas monoespecíficas básicamente debidas al carácter pionero y heliófilo de la especie, reforzado por su particularidad de reproducirse fundamentalmente por rebrote.
- **Masas donde *Populus tremula* acompaña a formaciones boscosas concretas:** hayedos, encinares, robledales y pinares de silvestre. En su conjunto supone un 47,09%. Si bien el temperamento de la especie es intolerante, su capacidad de rebrote facilita la persistencia en rodales dominados por otras especies (WORRELL, 1995).
- **Masas mixtas ligadas a cierta humedad edáfica:** *Populus tremula* aparece acompañando a otras especies freatófitas o especies con mayores necesidades de agua como son otros álamos, olmos, fresnos, alisos, sauces e incluso avellanos, castaños, abedules o arces. Representa en su conjunto algo más del 15%.

Un análisis más pormenorizado de los datos de la parcela permite obtener información de la estructura, así como de la posible dinámica de esa masa forestal concreta. La Figura 2 representa la distribución diamétrica de una parcela concreta del IFN2, y se aprecia una distribución bimodal que se puede atribuir a la convivencia de dos cohortes, fruto de dos perturbaciones distintas, mientras que la Figura 3 (donde se aprecian los mismos datos relativos a otra parcela) representaría el típico rodal regular joven recién instalado. Esta típica estructura pionera está ligada en esta especie a la facilidad de rebrote de raíz.

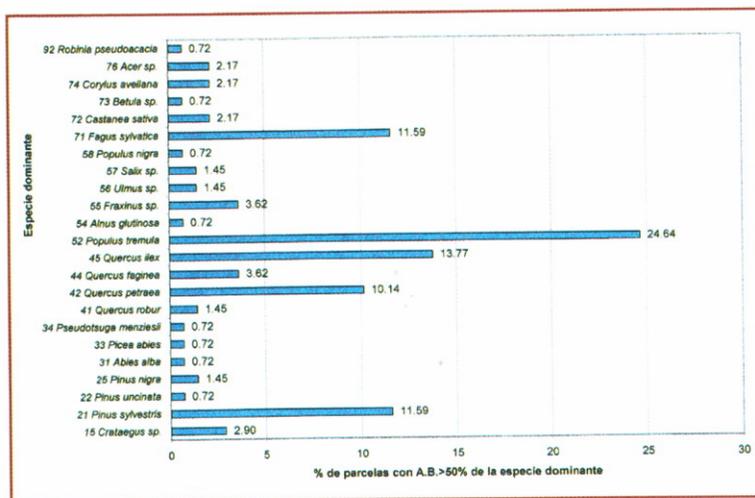


Figura 1. Especie dominante en las parcelas del IFN2 donde aparece *Populus tremula*. Área de estudio: Pirineos

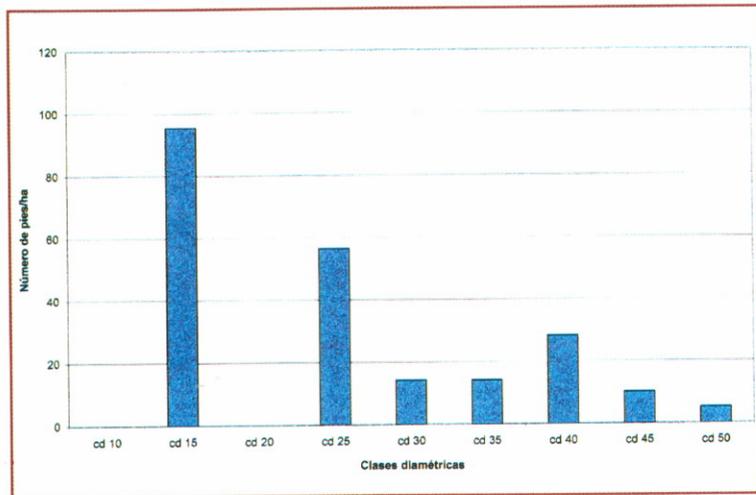


Figura 2. Distribución diamétrica de una parcela del IFN2 de *Populus tremula*. Área de estudio: Pirineos

• **Masas alcornocales catalanas**

En la Figura 4 se recoge la dominancia de especies para las parcelas del IFN2 con presencia de *Quercus suber* en Cataluña. En el 61,56% de las mismas, de un total de 973 parcelas con

presencia de esta especie, aparece el alcornoque como especie dominante, siendo así mismo significativo el 33,71% de parcelas donde esta especie aparece acompañando a masas dominantes de encina, pino negral o piñonero. El restante 4,73% de presencia de alcornoque se reparte entre distintas masas forestales (robleales y otros pinares, castañares, y plantaciones de eucaliptos o pino insignis entre otros).

• **Masas de pino negral en la España mediterránea**

En cuanto al análisis de las especies dominantes que presentan las masas de *Pinus pinaster* ssp. *mesogeensis* en España (Figuras 5, 6, 7 y 8), éstas suelen aparecer como masas con una alta dominancia del pino negral (con valores de área basimétrica relativa entorno al 80-90%) como corresponde a una especie heliófila. Puntualmente las masas de Páramos Ácidos Castellano-Leoneses, procedentes de repoblaciones, aparecen con los porcenta-

jes de especies que se utilizaron en la implantación, con una importante representación de otros pinos. Así mismo es importante el grado de mezcla con el que aparecen las masas de pino negral en Cataluña.

CARACTERIZACIÓN DE LAS MASAS. ELABORACIÓN DE RELACIONES DEN-DROMÉTRICAS

Introducción

A partir de los datos del IFN2 se puede elaborar una caracterización selvícola de las masas forestales. Como variables dasométricas de especial interés, que permiten sentar las bases para una buena planificación forestal, se destacan las siguientes: densidad (N/ha), diámetro medio cuadrático (Dg), diámetro dominante (Do), altura media (Hm), altura dominante (Ho), área basimétrica por hectárea (AB), volumen con corteza por hectárea e índices de densidad (Hart y Reineke).

Así mismo, se pueden elaborar relaciones dendrométricas que sirvan de herramienta para la gestión forestal de las masas de estudio, especialmente interesantes en la planificación comarcal, provincial o regional. Entre los ajustes que tienen un cierto interés selvícola para el manejo de las masas, están los siguientes:

- Altura en función del diámetro (por árbol individual).
- Área basimétrica en función del número de pies y la altura dominante.

- Diámetro medio cuadrático en función del número de pies y la altura dominante.
- Volumen en función del índice de Reineke y la altura dominante.

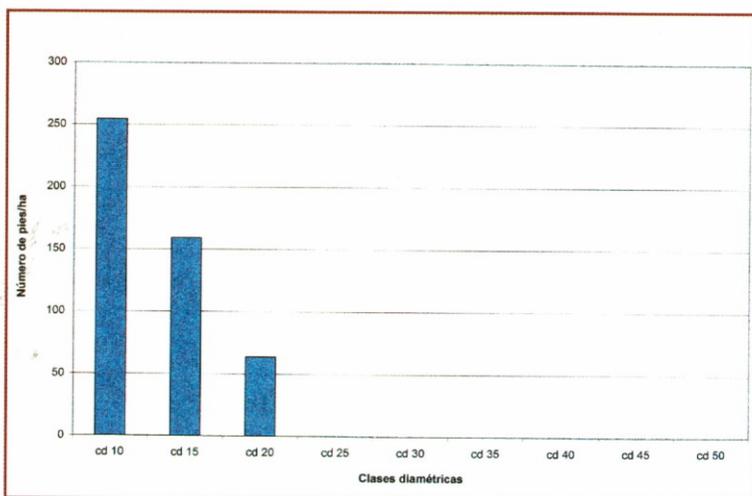


Figura 3. Distribución diamétrica de una parcela del IFN2 de *Populus tremula*. Área de estudio: Pirineos

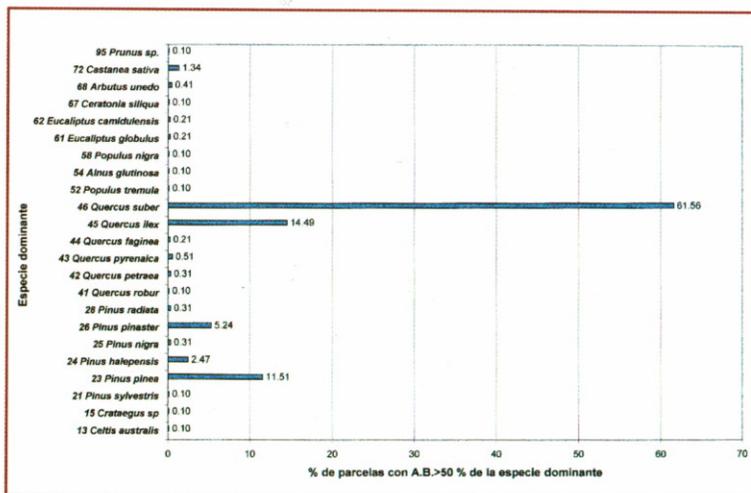


Figura 4. Dominancia de especies en las parcelas con presencia de *Quercus suber*. Área de estudio: Pirineos

Tabla 1. Variables dasométricas en *Pinus nigra* Arn. en la subregión de procedencia 7A, Sistema Ibérico Sur

Variables	Promedio	Máximo	Mínimo	Desv. Est.
Densidad (Nº de pies/ha)	746	5121	115	646
Diámetro medio cuadrático (cm)	21	42	10	6
Diámetro dominante (cm)	31	50	15	6
Altura media (m)	10	22	4	3
Altura dominante (m)	13	26	5	4
Área basimétrica (m ² /ha)	21	59	10	10
Volumen con corteza (m ³ /ha)	117	363	30	71
Índice de densidad Hart	37	77	12	14
Índice de densidad Reineke	467	1465	195	236

- Volumen en función del área basimétrica y la altura dominante.

Objetivos y metodología

El objetivo principal de esta caracterización es la obtención de los valores promedios de las principales variables dasométricas, así como el rango en que se mueven. Estos valores son especialmente interesantes cuando se procede a la comparación de distintas zonas de estudio.

La metodología a seguir consiste, básicamente en lo siguiente:

- 1) Seleccionar la especie y las áreas de estudio (mediante el conocimiento de las UTM correspondientes).
- 2) Obtener los valores promedio, máximo mínimo y desviación estandar de cada variable dasométrica.
- 3) Realizar un análisis comparativo para las distintas zonas de estudio.
- 4) Elaborar las principales relaciones dendrométricas.

Como ejemplo, se presentan resultados de la caracterización selvícola de las masas de:

- *Pinus nigra* Arn. en el Sistema Ibérico (PRIETO *et al.*, 2001).

- *Pinus pinaster ssp. mesogeensis*.
- *Pinus sylvestris* L. en los Páramos Ácidos del norte de Castilla y León (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2001).
- Masas de pino laricio en el Sistema Ibérico.

En la Tabla 1 se presenta un ejemplo de los valores promedio de las principales variables dasométricas de una de las masas de estudio. Estos valores permiten una sencilla y básica caracterización del área forestal, para una de las 3 subregiones dentro de las regiones de procedencia mencionadas por CATALÁN *et al.* (1991).

• Masas de pino negral en la España mediterránea

El análisis de las diferentes variables dendrométricas, por ejemplo el número de árboles por hectárea y el área basimétrica entre otras, para las distintas masas ocupadas por una misma especie, nos permite realizar comparaciones especialmente interesantes. Como ejemplo se incluye la variación del número de pies/ha (valor promedio) para las distintas áreas geográficas de *Pinus pinaster ssp. mesogeensis* (Figura 9). Las mayores densidades se encuentran en las regiones

geográficas de Culebra (Zamora) y en los Páramos Ácidos del norte Castilla y León. Estas altas densidades se corresponden con masas jóvenes de repoblación implantadas en la década de los 60 que todavía están pendientes de claras en gran parte. En el otro extremo, con las densidades más bajas de la especie, se encuentran las masas de la Meseta Castellana, masas naturales situadas en condiciones edáficas y climáticas extremas.

• *Masas de pino albar en los Páramos Ácidos Castellano-Leoneses*

Para ilustrar los principales ajustes de las relaciones dendrométricas se presentan los modelos elaborados para las masas de *Pinus sylvestris* L. en los Páramos Ácidos del norte de Castilla y León (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2001). Los modelos fueron elaborados sobre parcelas monoespecíficas o puras en las que la especie de estudio representa más de un 90% en número de pies mayores por hectárea y con más de 10 m²/ha de área basimétrica. Los valores de los errores estándar para cada modelo se muestran entre paréntesis.

- Área basimétrica en función del número de pies y la altura dominante.

$$\text{LnAB} = -2,7377 (0,3697) + 0,4847 (0,0445) \text{LnN} + 1,0686 (0,0775) \text{LnHo} \quad R^2 = 0,73$$

- Diámetro medio cuadrático en función del número de pies y la altura dominante.

$$\text{LnDg} = 3,3572 (0,1848) - 0,2577 (0,0222) \text{LnN} + 0,5343 (0,0387) \text{LnHo} \quad R^2 = 0,76$$

- Volumen en función del índice de Reineke y la altura dominante.

$$\text{LnV} = -4,2178 (0,3435) + 0,7366 (0,0553) \text{LnSDI} + 1,6990 (0,0889) \text{LnHo} \quad R^2 = 0,90$$

Donde: *LnDg* es el del diámetro medio cuadrático, *LnN* el número de árboles, *LnHo* la altura dominante, *LnAB* el área basimétrica, y *LnSDI* el índice de densidad de Reineke.

PRIETO *et al.*, (2001) muestra un análisis similar para las masas de *Pinus nigra* en el Sistema Ibérico Meridional.

VALIDACIÓN DE MODELOS SELVÍCOLAS Y ELABORACIÓN DE NORMAS DE DENSIDAD

Introducción

Las normas selvícolas o de densidad se definen como “leyes, empíricas o no, que consideran la evolución deseable del número de pies por unidad de superficie conforme al desarrollo del rodal. La misma norma selvícola se traduce en forma de tabla o curva indicando el número de pies recomendado a mantener en cada etapa de desarrollo del rodal” (REQUE, 2001).

Las principales ventajas que presentan las normas selvícolas son las siguientes:

- Elaboración sencilla frente a otros modelos selvícolas.
- Facilidad de manejo al basarse en variables de fácil medición en campo (normalmente altura dominante, diámetro y densidad de pies) frente a tablas de producción u otros modelos basados en edad, calidad de estación o crecimiento.
- Las normas selvícolas ayudan en la toma de decisiones a nivel rodal al programar las actuaciones en función de variables sencillas (altura dominante), facilitando las labores de señalamiento y supervisión de trabajos selvícolas

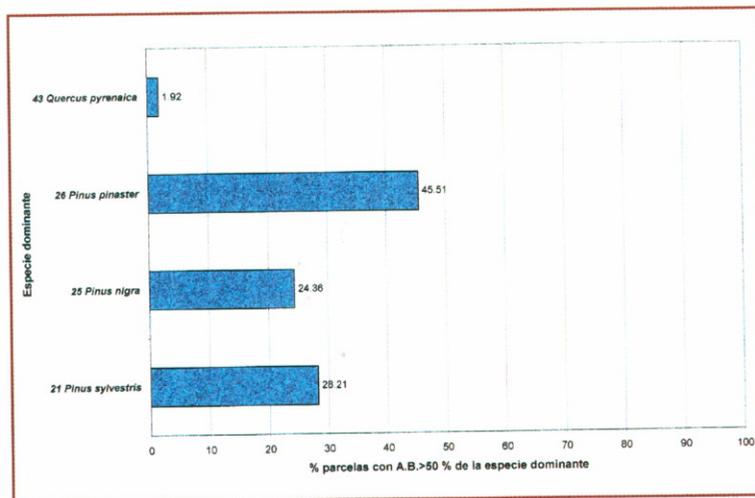


Figura 5. Dominancia de especies en las parcelas con presencia de Pinus pinaster. Área de estudio: Páramos ácidos castellano-leoneses.

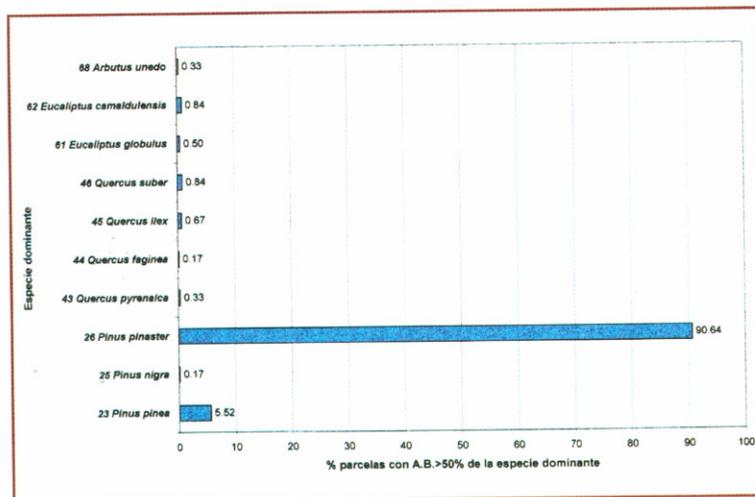


Figura 6. Dominancia de especies en las parcelas con presencia de Pinus pinaster. Área de estudio: Montes de Toledo-Villuercas.

Por el contrario, las principales desventajas o críticas son:

- En muchos casos no se recogen casos especiales de manejo selvícola debido a una excesiva simplificación de las mismas.

- En países con una gran tradición forestal, se tiende a llevar el manejo forestal a un nivel más detallado, trabajando sobre cada bosquequete, por lo que la simplificación que suponen las normas selvícolas no es correcta para esta intensidad de gestión, pues suponen una falta de atención a las características especiales de cada rodal.

Las normas selvícolas se expresan mediante relaciones basadas en el diámetro o en la altura y el número de pies por hectárea. Las relaciones basadas en el diámetro medio cuadrático toman como partida la expresión:

$$N = b_0 * (D_g)^{b_1}$$

Donde N es el número de pies por hectárea, D_g el diámetro medio cuadrático y b_0 y b_1 son parámetros constantes. La relación anterior se puede linealizar mediante logaritmos:

$$\log N = \log b_0 + b_1 \log D_g$$

Entre los índices de espesura que incorporan

el diámetro medio cuadrático y que posibilitan la planificación de claras destaca el índice de densidad de Reineke, cuya expresión es:

$$SDI = N \left(\frac{D_0}{D_g} \right)^{b_1}$$

Donde SDI es el índice de Reineke o índice de densidad del rodal, N es el número de pies por hectárea, D_g es el diámetro medio cuadrático del rodal, D_0 es el diámetro de referencia, (25 cm o 10 pulgadas), y β_1 es la pendiente de la recta de Reineke. El valor de la pendiente de Reineke no es constante, como propuso este autor ($\beta_1 = -1,605$), sino que varía con la especie, debiéndose estudiar en cada caso particular (BRAVO *et al.*, 1997).

Basándose en el valor máximo de SDI para una especie, LONG (1985) da una regla general al indicar que aunque los valores de SDI varían con la especie, la interpretación en valores relativos, permanece constante. Así este autor, define el 60% del SDI máximo (para una especie y zona geográfica concreta) como el límite inferior a partir del cual comienza a aparecer autoaclareo en las masas forestales y el 35% del SDI máximo como el límite inferior de la completa ocupación de la estación. Por tanto un régimen selvícola coherente debiera mantener las masas forestales en esta banda definida por 0,6 SDI máximo y 0,35 SDI máximo (BRAVO *et al.*, 1997).

Las relaciones basadas en la altura toman habitualmente, como referencia, la altura dominante. Como altura domi-

nante se toma comúnmente la altura dominante de Assman o bien la altura dominante de Hamilton. El principal índice de espesura basado en la altura dominante y con aplicación para el establecimiento de leyes empíricas es el índi-

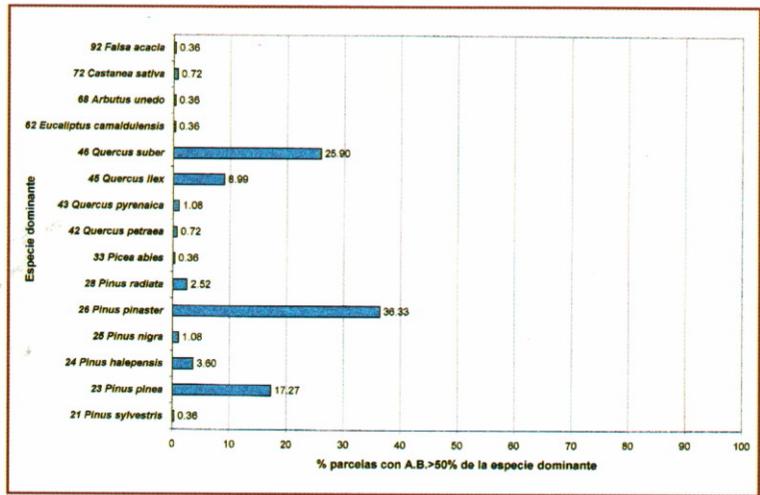


Figura 7. Dominancia de especies en las parcelas con presencia de *Pinus pinaster*. Área de estudio: Litoral catalán

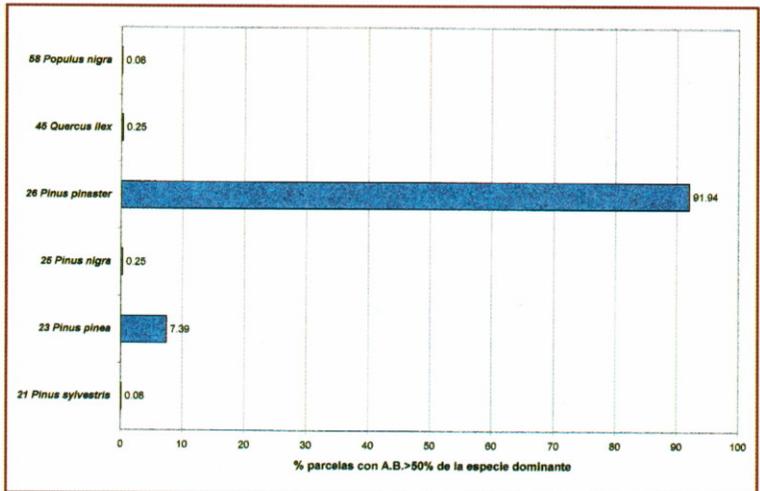


Figura 8. Dominancia de especies en las parcelas con presencia de *Pinus pinaster*. Área de estudio: Meseta castellana

ce de Hart y su modificación el índice de Hart-Becking (para plantaciones en marco triangular). Estos índices están incluidos dentro de los denominados "índices de espaciamiento" pues establecen el número de pies a mantener por hectárea en función de la altura. La expresión matemática de los mismos varía según sea la distribución de los árboles en el terreno de la siguiente forma:

- Para plantaciones en marco real:

$$S_{HB} = \frac{10000}{H_0 * \sqrt{N}}$$

- Para plantaciones en marco triangular:

$$S_{HB} = \frac{10000}{H_0 * \sqrt{N} * 0.866}$$

- Para masas sin ningún tipo de distribución especial (masas naturales o procedentes de siembra a voleo):

$$S_{HB} = \frac{10000}{H_0 * \sqrt{N} * 0.933}$$

El mantenimiento de un índice de Hart constante a lo largo del desarrollo del rodal ha sido citado frecuentemente como una eficaz herramienta de prescripción selvícola (GARCÍA ABEJÓN Y GÓMEZ LORANCA, 1989; MONTERO Y CANDELA, 1998; REQUE, 2001). Al mantener constante el valor del índice de Hart se mantiene invariable la densidad y el espaciamiento relativo entre árboles, pues al incrementarse la altura aumenta el espaciamiento absoluto entre pies pero no el espaciamiento relativo. Con el manteni-

miento de una densidad o espesura constante durante el desarrollo del rodal se conserva aproximadamente constante el crecimiento del rodal.

Como valores orientativos para un conjunto amplio de especies forestales se citan los siguientes índices de Hart:

- Índices de Hart < 20: espesuras forestales fuertes.
- Índices de Hart entre 20-30: espesuras forestales correctas.
- Índices de Hart > 30: espesuras forestales defectivas.

Estos valores se pueden ajustar más concretamente para distintas especies a partir de trabajos elaborados mediante parcelas en campo. Así MONTERO Y CANDELA (1998) citan valores de Hart recomendables para distintas especies de *Pinus sp.* (Tabla 2).

Objetivos y metodología propuesta

El análisis del comportamiento de las distintas normas selvícolas dentro de los límites de densidad óptima planteados a partir de los índices de Hart y Reineke se puede elaborar a partir de los datos del IFN2 y BASIFOR. Este análisis y la validación de los óptimos de densidad para las masas españolas permiten la elaboración de unas primeras normas selvícolas sencillas de las masas forestales para las que no se cuente con estas herramientas de gestión.

BASIFOR se presenta como una importante herramienta informática para la discusión de las normas selvícolas ya elaboradas a partir de datos de campo. Para el análisis se deben fijar a priori los valores de densidad óptimos para las distintas especies. Estos valores óptimos pueden ser los citados para el índice de Hart o bien las apreciaciones de LONG

Tabla 2. Valores de Índice de Hart recomendables para distintas especies *Pinus* sp. (Fuente: MONTERO Y CANDELA, 1998)

Especie	Valores de Índice de Hart recomendables
<i>Pinus sylvestris</i>	21-23
<i>Pinus nigra</i>	23-25
<i>Pinus pinaster</i>	24-27
<i>Pinus pinea</i>	40-45

(1985) basadas en el índice de densidad de Reineke. En este último caso se puede sustituir la "máxima densidad biológica" por la "máxima densidad observada" (bien a partir de los datos del IFN2 o a partir de parcelas expresamente seleccionadas para determinar la máxima densidad). Esta expresión ha sido utilizada en España por MONTERO Y CANDELA (1998), REQUE (2001) y RÍO *et al.* (2001b).

La metodología que se ha seguido en el análisis de normas selvícolas mediante los datos aportados por el IFN2 consiste, de forma resumida, en lo siguiente:

- 1) Seleccionar la especie y el área geográfica de estudio.
- 2) Realizar la selección del área de estudio a partir de las bases del IFN (coordenadas UTM, o términos municipales).
- 3) Definir masas monoespecíficas y que presenten un número mínimo de pies (en nuestro caso, 90% de los pies mayores pertenecientes a la especie de estudio y con más de 10 m²/ha de área basimétrica de la especie seleccionada).
- 4) Obtener los cálculos por parcela en BASIFOR (variables referidas a la hectárea).
- 5) Seleccionar dentro de las parcelas los distintos rangos de espesura en función de los índices de Hart y Reineke.

6) Ajustar relaciones de altura dominante/número de pies por hectárea, diámetro medio cuadrático/número de pies, altura dominante/área basimétrica, altura dominante/diámetro medio cuadrático, altura dominante/volumen.

7) Analizar y comparar estos ajustes y gráficos con los obtenidos en trabajos de campo ya publicados (tablas de producción, normas selvícolas, etc) tomados como referencia selvícola.

A modo de ejemplo se ilustra lo comentado hasta ahora con distintos trabajos sobre el análisis de las principales especies forestales españolas que se está realizando por el grupo de investigación sobre gestión forestal sostenible (Departamento de Producción Vegetal y Silvopascicultura de la Universidad de Valladolid). Como muestra de los mismos, se ha trabajado entre otras, con las siguientes referencias selvícolas:

- Bases para la silvicultura del roble albar (*Quercus petraea* (Matts.) Liebl.) en la Cordillera Cantábrica de REQUE (2001). En este trabajo, el autor elabora una norma selvícola para la especie mediante análisis sincrónico a partir de parcelas de contraste en la Montaña Palentina. Trabaja con el índice de Hart para evitar el problema que presenta el índice de Reineke en masas naturales y montañas de frondosas debido a la presencia de pies trasmochados y pies lobo.

Manual de claras para repoblaciones de *Pinus pinea* L de MONTERO Y CANDELA (1998). Los autores realizan una propuesta de silvicultura para las masas de piñonero de la provincia de Huelva a partir de parcelas de muestreo dirigido en masas que, a priori, presentaban un adecuado

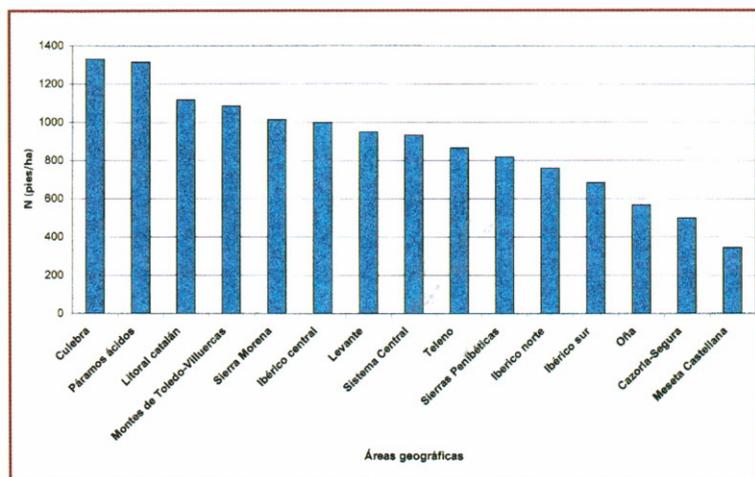


Figura 9. Densidad de pies (*N*) en las distintas áreas geográficas de *Pinus pinaster ssp mesogeensis*

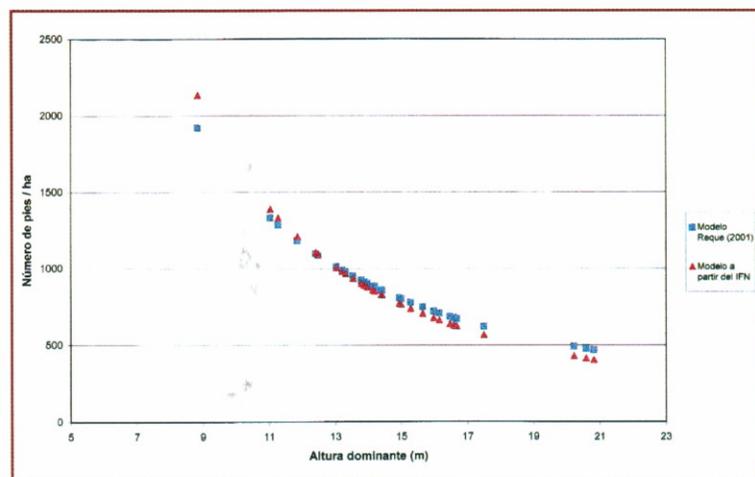


Figura 10. Comparación de los modelos selvícolas de *Quercus petraea*. Área de estudio: Cordillera Cantábrica

tamaño para su edad, a partir del índice de Reineke.

Los datos aportados por estos trabajos se han comparado con los obtenidos, para las mismas áreas geográficas, a partir del IFN2 y BASIFOR.

mismas masas, definida por la siguiente relación:

$$\ln N = 11,1347 - 1,64823 \ln(H_0) \quad R^2 = 0,7207$$

Donde (*N*) es el número de pies por hectárea y (*H₀*) la altura dominante.

Resultados y discusión

• Masas de roble albar de la Cordillera Cantábrica

Para la elaboración de las curvas de densidad se ha trabajado con las parcelas del IFN2 de la Cordillera Cantábrica que cumplen los requisitos de masa pura para esta área geográfica. El número total de parcelas obtenidas con BASIFOR es de 122 parcelas repartidas entre las provincias de Burgos (6), Asturias (44), Cantabria (42), León (15) y Palencia (15).

A partir de estos datos se han definido distintas densidades tomando como referencia los límites del índice de Hart < 20: espesuras forestales fuertes (con un total de 26 parcelas), entre 20-30: espesuras forestales correctas (con un total de 32 parcelas) y >30: espesuras forestales defectivas (con un total de 64 parcelas). En la Figura 10 de alturas dominantes/número de pies obtenida a partir de los datos del IFN2, con espesuras correctas, se ha superpuesto la propuesta de REQUE (2001) para las

Como se observa en la Figura 10, las líneas de tendencia de las masas óptimas analizadas por REQUE (2001) y las obtenidas a partir de los datos del IFN2 para la Cordillera Cantábrica coinciden en gran medida. Esto permite la validación de los límites de los índices de Hart para las masas que presentan espesuras óptimas, trabajando con esta especie de tendencia eurosiberiana.

El modelo elaborado a partir de los datos del IFN2 como norma selvícola para esta especie y este área geográfica es el siguiente:

$$\begin{aligned} \ln N &= 11,89573 - 1,9413 \ln(Ho) \\ R^2 \text{ ajustada} &= 0,6884 \end{aligned}$$

Este modelo presenta notables similitudes con el modelo propuesto por REQUE (2001) a partir de un muestreo sincrónico dirigido.

Tomando pues, como válidos los rangos del índice de Hart entre 20-30 como espesuras forestales óptimas para *Quercus petraea* se puede desarrollar una norma selvícola sencilla a partir de los datos del IFN2 para otra área geográfica en la que no se disponga de ningún modelo selvícola de gestión. En este caso, se ha desarrollado con la misma metodología una norma selvícola para roble albar en Pirineos cuya expresión matemática es la siguiente:

$$\begin{aligned} \ln N &= 11,183291 - 1,639493 \ln Ho \\ R^2 \text{ ajustada} &= 0,7448 \end{aligned}$$

Así mismo, el conocimiento del número de parcelas que se incluyen en cada

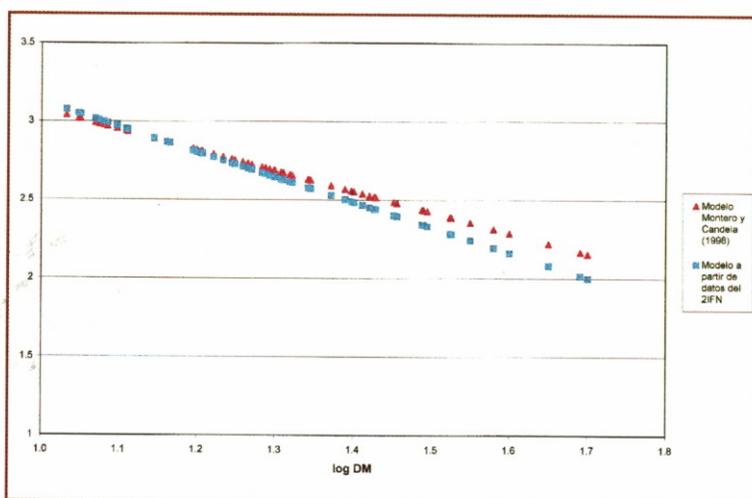


Figura 11. Comparación de los modelos selvícolas de *Pinus pinea*. Área de estudio: Huelva

rango del índice de Hart permite definir las necesidades relativas de actuación en el conjunto de las masas de estudio. Este aspecto es especialmente interesante para la elaboración de planes forestales a nivel comarcal o regional, dando una visión amplia sobre el estado de las masas gestionadas. En este caso el conjunto de robledales albares en la Cordillera Cantábrica se presentan porcentualmente como sigue:

• Masas de pino piñonero en la provincia de Huelva

Con las 102 parcelas de masas puras de pino piñonero en la provincia de Huelva, obtenidas con BASIFOR de la base de datos del IFN2, se ha elaborado la Figura 11 donde se relaciona la densidad de pies ($\log N$, siendo N : número de pies por hectárea) y el diámetro medio ($\log Dm$). De las 102 parcelas, 32 presentan índice de Reineke < 35%, 57 parcelas un índice de Reineke comprendido entre 35 y 60 % y tan sólo 13, un valor de este índice por encima de 60. A partir de

Tabla 3. Porcentaje de parcelas en los distintos rangos de densidad (Índice de Hart) para el roble albar en la Cordillera Cantábrica

Índice de Hart	Nº de parcelas	Valoración selvícola
<20	26 (21,30 %)	Fuertes espesuras. Necesidad de claras.
20-30	32 (26,23 %)	Densidades óptimas. Manejo correcto.
>30	64 (52,47 %)	Densidades defectivas. Debidas principalmente a que son (o fueron) masas silvopastorales o con fuerte presión antrópica (fuego, rozas, etc.).
Total	122 (100 %)	

los datos de las parcelas del IFN2 (valor máximo de SDI encontrado: 733 y valor del exponente del índice de Reineke: -1,605) se obtiene la recta de referencia para la densidad óptima según LONG (1985) (índice de Reineke entre 35-60 % del SDI máximo biológico) y se compara con la recta de referencia que proponen MONTERO Y CANDELA (1998) como densidades óptimas para las mismas masas, cuya expresión es:

$$\text{Log } N = 4,41543 - 1,330 \text{ Log } Dm$$

Como se observa en la Figura 11, las líneas de tendencia de las masas óptimas analizadas por MONTERO Y CANDELA (1998) y las obtenidas a partir de los datos del IFN2 para Huelva coinciden en gran medida. Esta similitud permite la validación de los límites de los índices de Long (a partir del índice de Reineke), para las masas que presentan espesuras óptimas, trabajando con esta especie heliófila mediterránea. En este caso, es preferible trabajar con el índice de Reineke en vez de usar el índice de Hart pues esta metodología permite ajustar los límites de Long (fijados a partir del SDI máximo biológico u observado) a las características de espesuras defectivas de las masas más mediterráneas. Se evita así, el trabajar con el índice de Hart que

daría valores engañosos (generalmente altos valores correspondientes a espesuras defectivas) para el caso de especies que de por sí presentan masas claras (como son en general las coníferas más mediterráneas: *Pinus pinea*, *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis*).

El modelo elaborado a partir de los datos del IFN2 como norma selvícola para esta especie y esta área geográfica es el siguiente:

$$\text{Log } N = 4,73989 - 1,611574 \text{ Log } Dm$$

$$R^2 \text{ ajustada} = 0,9256$$

Este modelo presenta notables similitudes con el modelo propuesto por MONTERO Y CANDELA (1998) a partir de los datos aportados por sus parcelas de campo.

Tomando, pues, como válidos los rangos propuestos por Long para el índice de Reineke (espesuras forestales óptimas en el rango comprendido entre el 35% y el 60% del SDI máx observado) para *Pinus pinea* se puede desarrollar una norma selvícola sencilla a partir de los datos del IFN2 para otra área geográfica, como se ha presentado para el roble albar. En este caso, se ha desarrollado con la misma metodología una norma selvícola para las masas piñoneras de la Meseta Castellana a partir de los datos

Tabla 4. Porcentaje de parcelas en los distintos rangos de densidad (Índice de Reineke). Pinares de piñonero en la provincia de Huelva

Índice de Reineke	Nº de parcelas	Valoración selvícola
>60% SDI máx ¹	14 (13,33 %)	Fuertes espesuras. Necesidad de claras.
60%-35% SDI máx	58 (55,24 %)	Densidades óptimas. Manejo correcto.
<35 % SDI máx	33 (31,43 %)	Densidades defectivas. En estas parcelas se incluyen las masas más costeras que suelen presentar espesuras más claras.
Total	105 (100 %)	

¹ SDI más: Índice de Reineke máximo

obtenidos del IFN2 cuya expresión matemática es la siguiente:

$$\text{Log } N = 4,76593 - 1,423476 \text{ Log } Dm$$

$$R^2 \text{ ajustada} = 0,8848$$

El total de parcelas analizadas es de 165 (con condiciones de masa pura de piñonero) repartidas entre las provincias de Valladolid (137), Zamora (12), Segovia (11), Ávila (3), Salamanca (1) y Burgos (1) de las cuales el 47,87% presentan unos valores de Reineke considerados como espesura óptima.

Del mismo modo, el conocimiento del número de parcelas que se incluyen en cada rango del índice de Reineke permite definir las necesidades de actuación en el conjunto de las masas de estudio, presentándose este análisis como una herramienta importante para la planificación forestal. En este caso el conjunto de pinares de piñonero onubenses se presentan porcentualmente como sigue:

Conclusiones

Sin entrar en interpretaciones selvícolas sobre las diferencias entre las líneas de tendencia obtenidas a partir de BASIFOR y las propuestas de los autores

(REQUE, 2000; MONTERO Y CANDELA, 1998), se aprecian notables similitudes en los casos aquí presentados.

Aunque la comparación de los distintos ejemplos de selvicultura de referencia con los datos obtenidos del IFN2, en muchos casos, supone una simplificación de los trabajos de los distintos autores, se observa una tendencia similar en la definición de la selvicultura de referencia según se trabaje con unos u otros datos. Un primer análisis permite, a la espera de analizar un conjunto más amplio de especies, suponer que los límites propuestos a partir de los índices de Hart y Reineke en cuanto a densidades son aplicables a las masas españolas. Esto permitiría la elaboración de sencillas selviculturas de referencia para numerosas especies y áreas geográficas que todavía no tienen ninguna norma en la que basar un modelo selvícola. La obtención de éstas, en una primera aproximación y siempre pendiente de los trabajos de campo, resulta sencilla a partir de los datos obtenidos por el IFN2 y BASIFOR. Así mismo, para aquellas masas en las que existen trabajos ya realizados, el uso de estas mismas herramientas puede mejorar notablemente la discusión de los resultados, así como un análisis más exhaustivo de la realidad de las masas, permitiendo un avance importante en la planificación forestal.

ESTUDIOS SOBRE LA PRODUCCIÓN

Introducción

La producción esperada es otro de los aspectos que se pueden analizar a través de los datos aportados por el IFN2. Esta estimación de la producción se presenta como una herramienta básica para el gestor que podrá conocer de antemano las producciones de las masas forestales. Generalmente la estimación de la producción no se puede realizar directamente a partir de los datos aportados por el IFN2 sino que se necesitan de herramientas complementarias para este tipo de análisis (ecuaciones de perfil de tronco, ecuaciones de producción de corcho, ecuaciones de producción de biomasa, ecuaciones de producción de piña, etc.).

Objetivos y metodología

Cada vez son más las zonas forestales que cuentan con modelos de producción (de productos maderables o no maderables) a partir de datos dasométricos o variables medidas en el IFN2. La implementación de estos modelos a la base de datos del inventario permite obtener datos sobre la producción esperada.

La metodología a seguir consiste, básicamente en lo siguiente:

- 1) Seleccionar la especie y las áreas de estudio (mediante el conocimiento de las UTM correspondientes).
- 2) Obtener las variables dasométricas necesarias para el uso de las herramientas complementarias que estiman la producción.
- 3) Estimar la producción a partir de los datos aportados por el IFN2.

Para ilustrar este apartado se analizan dos especies y dos aprovechamientos distintos:

- Masas con aprovechamiento maderero (*Pinus sylvestris* en el Alto valle del Ebro).
- Masas con aprovechamiento corchero (alcornocales del Sur de España y alcornocales catalanes).

Resultados y discusión

• *Pinus sylvestris* en el Alto valle del Ebro, masas con aprovechamiento maderero

A partir de los datos aportados por las parcelas del IFN2 en el área de estudio y aplicando ecuaciones de perfil de tronco se facilita la definición de los tipos de selección a realizar sobre la madera existente para las distintas industrias de transformación.

Las ecuaciones de perfil fueron realizadas por RUIZ (2001) a partir del modelo de DAQUITANE *et al.* (1999). Se trata de un modelo integrado con exponente variable. Este exponente varía a lo largo del tronco en función de la altura relativa para poder captar con mayor facilidad las variaciones del perfil. Su expresión es:

$$d = (1 + b_3 \cdot e^{-b_4 hr}) \cdot \left[b_5 \cdot D \cdot (1 - hr)^{b_{10} + b_{11} \cdot \left(\frac{H}{D}\right) + b_2 (1 - hr)} \right]$$

La estimación de los parámetros, para el Alto Valle del Ebro es la recogida en la Tabla 5.

Esta ecuación de volúmenes se aplicó a las 82 parcelas del IFN2 existentes en el área de estudio a partir de las cuales se estimaron los porcentajes de madera de desarrollo, sierra y trituración. El criterio seguido ha sido considerar madera de sierra a la madera libre de nudos (considerando la altura de poda natural como 2/3 de la

Tabla 5. Estimación de los parámetros para las ecuaciones de perfil de tronco

PARÁMETRO	ESTIMACIÓN
b10	0,94787608
b11	-2,03246108
b2	-1,25514581
b3	0,48545426
b4	11,03204220
b5	0,81789123

altura total del fuste, RUIZ DE LA TORRE, 1979), madera de trituración a la diferencia entre la madera de sierra y el volumen total del fuste y madera de chapa al volumen del fuste hasta 25 cm de diámetro en punta delgada. Estos criterios se pueden variar dependiendo de las necesidades de las distintas industrias de la madera. Los resultados se presentan en la Tabla 6.

• *Alcornocales del Sur de España (Málaga) y alcornocales catalanes (Girona y Barcelona), con aprovechamiento corchero*

Siguiendo la metodología propuesta por MONTERO *et al.* (1991) se puede obtener una relación sencilla entre la producción corchera (PC, en kg/ha) y el área basimétrica productora (AB de los árboles descorchados en m²/ha). Estas relaciones se pueden obtener a partir de los datos aportados por el IFN2 (principalmente la circunferencia normal sobre corcho y la altura de descorche) así como los datos de producción de corcho individual para las distintas zonas españolas elaboradas por MONTERO *et al.* (1996) y GONZÁLEZ ADRADOS *et al.* (1993). Los modelos son especialmente interesantes pues permiten realizar previsiones sobre la productividad de las masas a estudio en un ámbito comarcal sin realizar costosos inventarios. Así mismo, pueden ser una herramienta importante para el gestor forestal puesto que con una simple medición del área basimétrica productora se puede estimar de forma sencilla la producción corchera.

Los pasos a seguir son los siguientes:

- 1) Seleccionar la especie y el área geográfica de estudio.
- 2) Realizar la selección del área de estudio a partir de las bases del IFN2 mediante BASIFOR (Especie y Provincias).

Los pasos a seguir son los siguientes:

- 1) Seleccionar la especie y el área geográfica de estudio.
- 2) Realizar la selección del área de estudio a partir de las bases del IFN2 mediante BASIFOR (Especie y Provincias).

Tabla 6. Porcentajes de chapa, sierra y trituración. Parcelas de *Pinus sylvestris* del IFN2 del Alto Valle del Ebro

RESULTADO ¹	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	MÁXIMO	MÍNIMO
D (cm)	24,17	6,45	40,61	13,79
Altura total (cm)	1141,96	350,39	2220,61	603,80
Número de pies/ha	1562,10	593,71	2629,55	790,43
Vol. Total (m ³)	329,01	239,40	1407,40	55,07
Vol. fuste (m ³)	321,46	238,55	54,26	54,26
Vol. Chapa (m ³)	162,70	180,03	899,84	0,26
% Chapa	43 %	26	87	0
Vol. Sierra (m ³)	307,35	225,40	1320,39	52,08
% Sierra	96 %	2	99	94
Vol. Trituración (m ³)	14,52	13,76	78,11	0,97
% Trituración	4 %	1	6	1

¹ D: Diámetro normal Vol: Volumen

- 3) Obtener los cálculos por parcela en BASIFOR (variables referidas a la hectárea y a pies individuales).
- 4) Calcular pie a pie la producción de corcho en kilos a partir de distintas ecuaciones que estiman la producción corchera del árbol individual para las distintas zonas de alcornocal (MONTERO *et al.*, 1996 y GONZÁLEZ ADRADOS *et al.*, 1993).
- 5) Extrapolar estos datos de kg/árbol a kg/ha mediante los factores de expansión del IFN2.
- 6) Ajustar las relaciones de Producción de Corcho/Área Basimétrica de los pies en producción. Es más recomendable trabajar con el área basimétrica de los árboles descorchados, en lugar de trabajar con el área basimétrica total, para evitar el efecto de los árboles sin pelar, que en algunas regiones como Cataluña, puede llegar a ser considerable.
- 7) Analizar y comparar estos ajustes y gráficos con los obtenidos en trabajos de campo ya publicados.

Como ejemplo, se incluye a continuación la estimación de la producción corchera para la provincia de Málaga, a partir de los datos del IFN2 y se compara con la estimación corchera para la misma zona de estudio realiza por MONTERO *et al.* (1991) a partir de 21 parcelas piloto productoras de corcho. El rango de áreas basimétricas oscila entre 4,5 m²/ha y 25 m²/ha, pues a partir de este área basimé-

trica la producción corchera decae de forma importante.

Para el cálculo de la producción corchera individual se han tomado las relaciones recogidas en la Tabla 7. Dichas relaciones son aplicadas a los datos de árbol individual aportados por el IFN2. Una vez calculadas se pasan a producciones por hectárea y se obtiene una relación entre la producción de corcho (PC) y el área basimétrica productora (AB).

Siendo SDCH la superficie de descorche en m², CSC la circunferencia normal sobre corcho en metros y HD la altura de descorche en metros.

Los resultados obtenidos a partir de los datos del IFN2 se comparan con los de MONTERO *et al.* (1991) en la Figura 12.

- Modelo de producción de corcho para la provincia de Málaga, obtenido a partir de los datos del IFN2:

$$PC = 325,688583 * AB \quad R^2 = 0,91$$

- Modelo de producción de corcho, para la provincia de Málaga, obtenido por MONTERO *et al.* (1991)

$$PC = 124,25 + 433,53 * AB \quad R^2 = 0,83$$

El modelo de producción corchera elaborado a partir de los datos aportados por el IFN2 presenta una pendiente similar a la del modelo obtenido por MONTERO *et al.* (1991) aunque los resultados de producción son siempre meno-

Tabla 7. Producción corchera individual para la provincia de Málaga (Fuente: MONTERO *et al.*, 1996)

Para pies con SDCH > 2 m ²	PC = 0.73 + 11.79 * CSC * HD
Para pies con SDCH < 2 m ²	PC = 11,70 * CSC * HD
¹ SDCM: Superficie de descorche en m ² CSC: Circunferencia normal sobre corcho en m	PC: Producción de corcho en kg/árbol HD: Altura de descorche en m

res. Esto puede ser debido a que el IFN2 aporta para la elaboración del modelo 113 parcelas, representando a todo el conjunto de masas alcornocales productoras frente a las 21 parcelas utilizadas por MONTERO *et al.* (1991).

Siguiendo esta misma metodología se pueden obtener relaciones sencillas entre el área basimétrica productora y la producción corchera por hectárea para aquellas zonas geográficas en las que no se dispone de estas relaciones. A partir de los datos del IFN2 se ha elaborado el siguiente modelo de producción corchera para los alcornoques catalanes:

$$PC = 158,110803 * AB \quad R^2 = 0,95$$

Donde (PC) es la producción de corcho en kg de corcho/ha y (AB) es el área basimétrica productora en m²/ha.

La ecuación utilizada para la estimación de la producción individual (PC en kg de corcho por árbol), en Cataluña, ha sido la propuesta por GONZÁLEZ ADRADOS *et al.* (1993):

$$PC = 8,79 * CSC * HD$$

Donde (CSC) es la circunferencia sobre corcho y (HD) es altura de descorche.

Comparando ambos modelos, la producción corchera de las masas catalanas es mucho menor que la obtenida en las masas andaluzas. Posiblemente esto se deba a las siguientes consideraciones:

- La diferencia en cuanto a la calidad de estación que determina el peso del corcho por m², presentando las masas andaluzas condiciones de estación mejores que las catalanas.
- La diferencia en cuanto al manejo de la masa determinada por las distintas alturas de descorche utilizadas, que

conlleven distintas superficies de descorche, y por las distintas densidades de masa existentes en cada región corchera. Mientras en Cataluña las alturas de descorche son relativamente bajas con alto número de pies por hectárea, en Andalucía las alturas de descorche son muy superiores con densidades de pies por hectárea mucho menores.

Así mismo, conviene resaltar que los datos del IFN2 referentes a la producción de corcho no indican el momento del descorche por lo que siempre aparece un pequeño sesgo en los cálculos. La mejora de la toma de datos en próximos inventarios permitiría un mejor ajuste de la producción corchera real.

ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD ESTRUCTURAL

Introducción

La diversidad ha empezado a adquirir mayor importancia en todos los ámbitos de la gestión forestal y sobretodo en el debate sobre la necesaria sostenibilidad de los ecosistemas forestales, que adquirió un mayor auge a partir de los acuerdos internacionales (Declaración de Río, Conferencia de Lisboa). El desarrollo de estructuras forestales más complejas es un objetivo de la silvicultura actual cuyos planteamientos iniciales no son solo productivos sino que se orientan a la consecución de un desarrollo sostenible de la masa, con funciones ecológicas, sociales y recreativas. La descripción cuantitativa de la estructura forestal puede considerarse como uno de los instrumentos más importantes en la gestión de los montes.

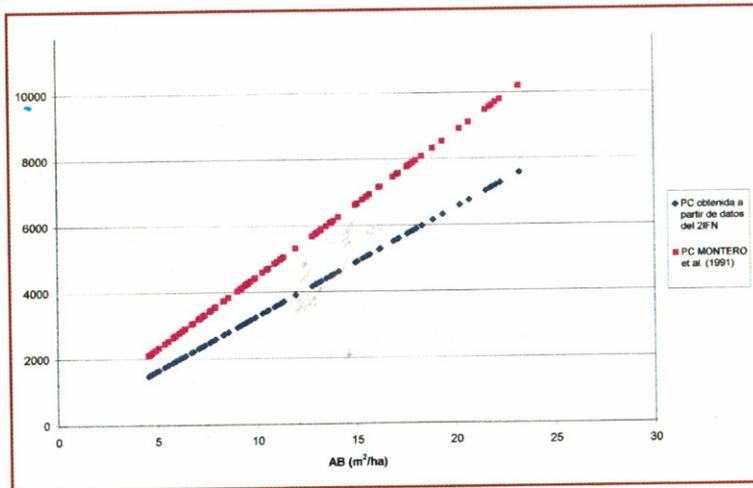


Figura 12. Comparación de las producciones de corcho por hectárea (PC) en función del área basimétrica (AB) para los alcornoques de Málaga

La estructura está directamente relacionada con el hábitat de especies animales y vegetales diferentes y por tanto es un importante indicador de biodiversidad, concepto éste, de difícil cuantificación, sobretodo de manera práctica, sencilla y ecológicamente relevante e interpretable (KINT *et al.*, 2000).

La diversidad estructural se suele definir a través de los caracteres estructurales: posicionamiento, mezcla y diferenciación tanto vertical como horizontal (GADOW Y HUI, 1999). Esta descripción se debe complementar con la densidad (índices de Reineke y Hart) y la competencia de los árboles (GADOW, 1993).

La diversidad forestal es una fuente de información relevante para el gestor forestal en lo que se refiere a la dinámica forestal (mediante parámetros que podemos modelizar) estética y producción forestal. El manejo e intervención forestal tiene un impacto directo en la heterogeneidad de la masa, que puede estimarse mediante su caracterización estructural.

La descripción estructural de una tipología forestal particular (masas sin intervención, rodales maduros) define una serie de parámetros, que tienen interés en la modelización de opciones de intervención con un turno largo o sin intervención.

La simple descripción de la estructura forestal (cualitativa o cuantitativa) debiera ser un instrumento más para la evaluación del inventario, indicando otros aspectos que difícilmente se evidencian a través de los parámetros dasométricos clásicos. Además estos

indicadores pueden ser utilizados dentro de los sistemas de certificación forestal que comienzan a implantarse.

En la búsqueda de medidas cuantitativas de diversidad estructural se deben emplear en lo posible variables medibles o que se puedan calcular de manera más o menos directa, para poder cuantificar en lo posible este aspecto. A partir de los datos obtenidos en inventarios tradicionales como los del IFN2 que BASIFOR maneja, se pueden calcular varios índices de diversidad estructural de manera directa o a través de ecuaciones obtenidas en estudios previos. En cuanto a los índices que se basan en la distribución espacial de los pies o índices de posicionamiento, no son actualmente aplicables de forma directa, aunque una vez desarrolladas las herramientas complementarias necesarias se podrán aplicar a los datos del IFN2. Entre estos índices de posicionamiento (especialmente interesantes para el análisis de diversidad estructural horizontal) los más empleados son: el desarrollado por Clark y

Evans (CE), el de GADOW *et al.* (1998) de patrón de vecindad, los de mezcla como el índice de segregación (S) de PIELOU (1977) y el de GADOW (1993), los de diferenciación horizontal y vertical de GADOW (1993) y coeficiente de homogeneidad de CAMINO (1976).

Índices de diversidad estructural a partir del IFN2

Algunos de estos índices de diversidad estructural, de cálculo sencillo a partir de los datos del IFN2, son los siguientes:

• Riqueza de especies (RI)

Indica de manera directa la diversidad específica, aunque para su obtención desde BASIFOR es necesario tener en cuenta además de los pies mayores, las especies de matorral y las que aún no han alcanzado el diámetro mínimo inventariable.

$$RI = N \quad (N) \text{ es el número de especies}$$

• Índice de diversidad de Shannon (SH) (SHANON, 1948)

Es un índice para la diversidad de especies y en él influyen tanto el número de especies como su abundancia relativa, sin tener en cuenta la distribución espacial. Al multiplicar la proporción por su logaritmo hace que el peso de una especie sea menor según aumenta la diversidad de especies.

$$SH = \sum(-\log_2 p_i) * p_i$$

p_i es la abundancia relativa de las distintas especies que puede ser calculado por proporción del número de especies, por cobertura o por área basimétrica. En vez del \log_2 puede ser usado el \ln o el \log_{10} .

• Índice de diversidad de Simpson (SI) (SIMPSON, 1949)

Es un índice similar al de Shanon que refleja la diversidad de especies y en él influyen tanto el número de especies como su abundancia relativa, sin tener en cuenta la distribución espacial. Al no multiplicar la proporción por su logaritmo, el peso de una especie no se ve tan afectado por el aumento la diversidad de especies, como en el caso anterior.

$$SI = \sum(1-\pi_i) * \pi_i ;$$

(π_i) es la abundancia relativa de cada especie que puede ser calculado como proporción del número de especies, por cobertura o por área basimétrica. Esta última opción refleja mejor la importancia de cada especie desde un punto de vista de competencia.

• Índice de regularidad (E, evenness) (LLOYD Y GHELARDI, 1964; MAGURRAN, 1988)

En este índice de homogeneidad, la influencia del número de especies que afecta a los dos índices anteriores es eliminada por estandarización. El índice de regularidad varía entre 0 (todos los individuos pertenecen al mismo grupo) y 1 (los individuos se reparten homogéneamente en los distintos grupos).

(SH) es el Índice de Shannon

$$E = \frac{SH}{\log_2 N}$$

(N) es el número de especies.

Además de las aplicaciones anteriormente mencionadas (área basimétrica, número de pies de las especies arbóreas) se pueden utilizar las fracciones de

cobertura del estrato de matorral aislada-mente o en relación con el estrato arbóreo, ya que estos datos los proporciona el IFN2.

• **Índice de regularidad vertical (VE, vertical evenness)**

Este índice de homogeneidad vertical refleja la distribución en altura, dando idea de la estratificación de la masa. El resultado puede estandarizarse mediante el mismo procedimiento empleado en el índice de homogeneidad antes descrito, en función de los estratos definidos. Valores bajos de VE caracterizan masas de un solo estrato vertical, mientras que el máximo teórico de 1 resultaría de una estructura muy diversificada cubriendo todo el rango de alturas de forma homogénea.

$$VE = \sum_1^4 (-\log \pi_i) \frac{\pi_i}{\log 4}$$

(π_i) es el área de copa relativa de todos los árboles del estrato de altura i -ésima.

• **Índice de complejidad (HC) (HOLDRIDGE, 1967)**

Este es otro índice de utilización directa pues como los anteriores únicamente se basa en variables que pueden obtenerse en un inventario tradicional. Esta fuertemente influenciado por el número de especies y las medidas de efectos del crecimiento pero no contiene información de la distribución espacial ni la variación interna del rodal. Este es un defecto común de los índices calculados anteriormente que sin embargo no disminuye su utilidad en cuanto a una primera visión general de la variedad y diversidad en evaluaciones a gran escala que es el objetivo fundamental del IFN2.

$$HC = H*AB*n*N$$

Donde (H) es la altura dominante, (AB) es el área basimétrica, (n) es el número de pies y (N) es el número de especies.

• **El Índice de diversidad foliar vertical (FHD) (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961)**

Este índice es una adaptación del Índice de Shannon, basado en la correlación positiva existente entre la diversidad de especies de aves y la homogeneidad de la distribución del follaje vegetal que se ha constatado en numerosos estudios. Su expresión numérica es la siguiente:

$$FHD = -\sum f_i \log_2 f_i$$

Donde, (f_i) es la proporción de copa de cada estrato, es decir, el volumen foliar del estrato para cada parcela dividido entre el volumen total foliar de cada parcela.

Aunque no es de aplicación directa ya que se necesitan parámetros adicionales a los aportados por el IFN2, éstos se obtienen de forma casi inmediata a través de ecuaciones modelizadas en estudios ya existentes para algunas especies (ORTEGA, 2001) y que para otras están elaborándose. Estas ecuaciones nos permiten el cálculo de variables como la altura de la base de la copa, la relación de copa, la altura al punto de máxima anchura de copa y la anchura máxima de copa.

Objetivos y metodología

Los datos aportados por el IFN2, aunque limitados, permiten un primer análisis de la diversidad estructural de las masas forestales muy ligada al concepto

más global de biodiversidad (especialmente de avifauna). El conocimiento de esta diversidad se debe añadir a la gestión forestal con el fin de hacerla compatible con el papel múltiple de los bosques.

La metodología a seguir, de forma resumida es la siguiente:

- 1) Seleccionar las parcelas incluidas en las masas de estudio.
- 2) Obtener las variables dasométricas necesarias para el uso de las herramientas complementarias que estiman la diversidad estructural.
- 3) Estimar la diversidad estructural a partir de los datos aportados por el IFN2 y los modelos complementarios.
- 4) Implementar los resultados sobre un Sistema de Información Geográfica.
- 5) Analizar la variación de la diversidad estructural en el espacio.

Para ilustrar este apartado se han obtenidos distintos índices de diversidad estructural para una parcela concreta del IFN2 de *Pinus pinaster* en la provincia de Segovia.

Resultados y discusión

Se ha desarrollado un ejemplo numérico empleando los datos de una parcela de *Pinus pinaster* (parcela 901 de la provincia de Segovia) dentro de la región de la Meseta Castellana, pues para esta especie y región se dispone de ecuaciones que permiten estimar parámetros adicionales a los proporcionados por el IFN2 (ORTEGA, 2001). Estas herramientas complementarias se plasman en las siguientes relaciones:

- Altura a la base de la copa (HCB) en metros:

$$HCB = \frac{HT}{1 - e^{-0,022069475 * HT}}$$

donde HT es la altura total del árbol en cuestión

- Ratio de copa (CR) adimensional:

$$CR = \frac{(HT - HCB)}{HT}$$

- Altura al punto de máxima anchura de copa (HLCW) en metros:

$$HLCW = \frac{HT}{1 + e^{-1,59605 + 2,45195 * CR}}$$

- Anchura de copa máxima (LCW) en metros:

$$LCW = (4,795214 + 0,0027078 * DBH2) * CR^{0,4076618}$$

donde (DBH) es el diámetro normal en cm

A partir de estos parámetros básicos y asimilando la forma de la copa a una elipsoide, compuesta de dos semielipsoides de diferente semieje vertical, calculamos los parámetros a y b semiejes de las elipses:

$$a = LCW/2 \quad b_1 = HLCW - HCB \text{ (por debajo)} \\ b_2 = HT - HLCW$$

A continuación se calcula con estos parámetros suponiendo que la elipsoide tiene dos semiejes iguales en el plano

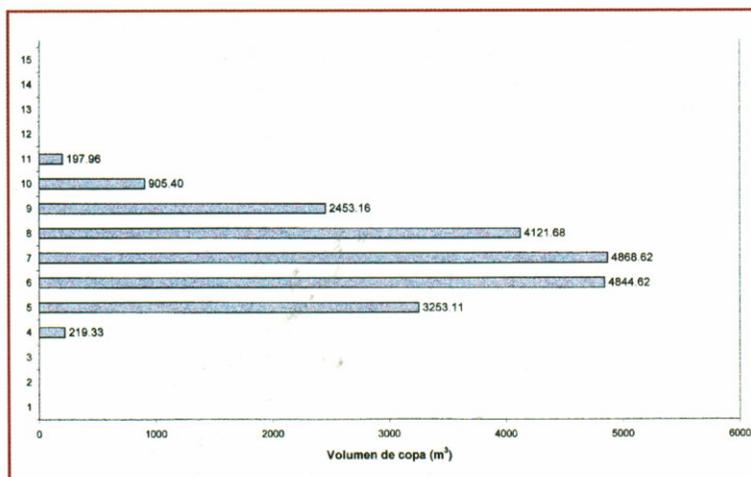


Figura 13. Índice de diversidad foliar (FHD). Representación del volumen de copa en altura para una parcela del IFN2 (*Pinus pinaster* provincia de Segovia)

horizontal y sabiendo que la fórmula general de las elipsoides son:

$$V_1 = \left(\frac{4}{3} * \pi * a^2 * b_1\right)/2$$

$$V_2 = \left(\frac{4}{3} * \pi * a^2 * b_2\right)/2$$

Donde (V_1) es el volumen del semielipsoide por debajo de la máxima anchura y (V_2) el volumen por encima de la máxima anchura.

El valor de la y , si suponemos que el origen de coordenadas (0,0) se localiza en el punto medio correspondiente a la máxima anchura de copa y para el cálculo del índice es necesario tener en cuenta el factor de expansión de cada árbol medido. Dando cortes horizontales cada metro de altura se obtiene una representación de la distribución del volumen de la copa en altura como se muestra en la figura 13, donde se observa de manera

sintética, para el conjunto de árboles de una parcela, la estructura vertical en cada uno de los intervalos de altura marcados, y que refleja la variedad de estratos y hábitats para la fauna.

En la Tabla 8 se presentan los valores de diversos índices calculados a partir de los datos del IFN2, utilizando para el cálculo del FHD las ecuaciones elaboradas por ORTEGA (2001).

Estos índices caracterizan una parcela de muy baja diversidad estructural. El mayor interés de esta aproximación es

aplicarlo a todas las parcelas de una zona de modo que puedan observarse variaciones interesantes, así como comparar entre diferentes comarcas o regiones biogeográficas y su evolución en el tiempo.

Tabla 8. Índices de diversidad estructural para una parcela del IFN2

Índice ¹	Valor
RI	5 especies (3 matorral)
SH en n° de pies	0,0761
SH en Area Basimétrica	0,377
SI en n° de pies	0,0184
SI en Area Basimétrica	0,1353
E en n° de pies	0,03805
E en Area Basimétrica	0,1885
HC	231920,766
FHD	2,66

¹ RI: Riqueza de especie; SH: Índice de Shannon
SI: Índice de Simpson; E: Índice de regularidad (Evenness); HC: Índice de complejidad;
FHD: Índice de diversidad foliar vertical

CONCLUSIONES

En este capítulo se han plasmado las posibilidades del IFN2 para la ordenación de montes y la silvicultura. El IFN2 representa una potente base de datos aún sin explotar en profundidad que puede ser fácilmente utilizada por los gestores forestales mediante la herramienta informática BASIFOR. Conforme avancen los trabajos del Tercer Inventario Forestal Nacional surgirán nuevas posibilidades de explotación de estos datos para la adecuada gestión de las masas forestales españolas.

AGRADECIMIENTOS

La metodología y resultados aquí expuestos no hubieran visto la luz sin el inestimable trabajo de alumnos y profesores incluidos, de alguna manera, en el grupo de investigación sobre gestión forestal sostenible del Departamento de Producción Vegetal y Silvopascicultura de la Universidad de Valladolid. Vaya nuestro agradecimiento a todos ellos y en especial a Felipe Bravo Oviedo y a Miren del Río Gaztelurrutia que lideran los trabajos presentados entorno a la base de datos del Inventario Forestal Nacional. 𐄂

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFIAS

- BRAVO, F.; MONTERO, G.; DEL RÍO, M. 1997. Índices de densidad de las masas forestales. *Ecología* **11**, 177-187.
- CAMINO, R. DE. 1976. Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* **147**, 54-58.
- CATALÁN, G.; GIL, P.; GALERA, R.; MARTIN, S.; AGÚNDEZ, D.; ALÍA, R. 1991. Regiones de procedencia *Pinus sylvestris* L. *Pinus nigra* Arn. ssp. *Salzmannii* (Dunal) Franco. ICONA. Madrid. 31 pp + fichas.
- CLARK, F.J.; EVANS, F.C. 1954. Distance to the nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* **35**, 445-453.
- DAQUITANE, R.; SAINT-ANDRE, L.; LEBAN, J. M. 1999. Product properties prediction-improved simulation en then forestry-wood chain applied on spruce sawnwood : Modelling stem properties distribution. Final Report sub-task A2.1. Nancy. Documento interno INRA-URM.
- DOMÍNGUEZ, M.; RÍO, M. DEL; BRAVO, F. 2001. Caracterización silvícola de las poblaciones de *Pinus sylvestris* L. en los páramos del norte de Castilla y León. *Actas del III Congreso Forestal Español*. Granada. Mesas 4-5 pp.710-715.
- GADOW, K. VON; HUI G. 1999. *Modelling forest development*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 213.
- GADOW, K. VON; HUI, G.; ALBERT, M. 1998. Das Winkelmab-ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* **115**, 1-10.
- GADOW, K. VON. 1993. *Zur bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung*. *Forst und Holz* **21**, 602-606.
- GARCÍA ABEJÓN, J.L.; GÓMEZ LORANCA, J. A. 1989. Tablas de producción de densidad variable para *Pinus pinaster* Ait. En el Sistema Central. *Comunicaciones I.N.I.A.; Serie: Recursos Naturales* n° 47, 45 pp.
- GONZÁLEZ ADRADOS, J. R.; MONTERO GONZÁLEZ, G.; ORTEGA MUELA, C. 1993. Caracterización productiva de los alcornoques catalanes. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* **2**(1), 55-64.
- HOLDRIDGE, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San José , Costa Rica.
- ICONA. 1990. *Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y métodos 1986-1995*, ICONA, Madrid, 174 pp.
- KINT, V.; LUST, N.; FERRIS, R.; OLSTHOORN, A.F.M. 2000. Quantification of forest stand structure applied to Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Investigación Agraria:*

- Sistemas y recursos forestales*, Fuera de Serie nº 1, 147-164.
- LLOYD, M.; GHELARDI, R.J. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *J. Anim. Ecol.* **33**, 217-225
- LONG, J.N. 1985. A practical approach to density management. *Forestry Chronicle* **61**, 23-27.
- MACARTHUR, R.H.; MACARTHUR, J.W. 1961. On birds species diversity. *Ecology* **42**, 594-8.
- MADRIGAL, A. 1994. *Ordenación de montes arbolados*. ICONA, Madrid, 375 pp.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, new Jersey
- MONTERO, G.; CANDELA, J.A. 1998. *Manual de claras para repoblaciones de Pinus pinea L.* Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Egmasa. 47 pp.
- MONTERO, G.; SAN MIGUEL, A.; ALÍA, R. 1991. Estructura y producción de los alcornoques (*Quercus suber L.*) del sur de España. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* nº 0, 69-74.
- MONTERO, G.; TORRES, E.; CAÑELLAS, I.; ORTEGA, C. 1996. Modelos para la estimación de la producción de corcho en alcornoques. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. **5**(1), 97-127.
- ORTEGA, M.P. 2001. *Estudio de la eficiencia de crecimiento de Pinus pinaster Ait. en relación con la competencia y los grupos familiares*. Proyecto Fin de Carrera Ingeniería de Montes. Universidad de Valladolid. Palencia.
- PIELOU, E.C. 1977. *Mathematical ecology*. New York, Wiley, 385 p.
- PRIETO, C.; DOMÍNGUEZ, M.; BRAVO, F. 2001. Caracterización de las masas de *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmanni* (Dunal) Franco en el Sistema Ibérico español. *III Congreso Forestal Español*. Granada. Mesas 1-2, pp. 510-515.
- REQUE KILCHENMAN, J.A. 2001. *Bases para la selvicultura del roble albar (Quercus petraea (Matts.) Liebl.) en la Cordillera Cantábrica*. Proyecto Fin de Carrera Ingeniería de Montes. Universidad de Valladolid. Palencia.
- RÍO, M. DEL; RIVAS, J.; CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; MONTERO, G.; CAÑELLAS I.; ORDÓÑEZ, C.; PANDO, V.; SAN MARTÍN, R.; BRAVO, F. 2001a. BASIFOR: Aplicación informática para el manejo de bases de datos del Segundo Inventario Forestal Nacional. *III Congreso Forestal Español*. Granada. Mesas 4-5, pp. 49-54.
- RÍO, M. DEL; MONTERO, G.; BRAVO, F. 2001b. Analysis of diameter-density relationships and self-thinning in non thinned even-aged Scots pine stands. *Forest Ecology Management* **142**, 79-87.
- RUIZ DE LA TORRE, J. 1979. *Árboles y arbustos de la España peninsular*. Sección de Publicaciones de la E.T.S. Ingeniería de Montes de Madrid. UPM, pp. 512.
- RUIZ PÉREZ, I. 2001. *Estudio para la elaboración de ecuaciones de perfil de tronco en Pinus sylvestris L. en el Alto Valle del Ebro*. Proyecto Fin de Carrera Ingeniería de Montes. Universidad de Valladolid. Palencia.
- SHANNON, C.E. 1948. *The mathematical theory of communication*. In: Shannon, C.E., Weaver, W (Eds), *The mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp 29-125
- SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**, 688.
- WORRELL, R. 1995. European aspen (*Populus tremula L.*): a review with particular reference to Scotland. II. Values, silviculture and utilization. *Forestry* **68**(3), 231-243.

El Inventario Forestal Nacional como herramienta para la Planificación Forestal

INTRODUCCIÓN: LA PLANIFICACIÓN FORESTAL

Resulta indudable la necesidad de disponer de una política forestal coherente, consensuada y bien definida. La ausencia de una orientación clara en la gestión forestal genera falta de coordinación o coherencia, incertidumbre para el sector y, con frecuencia, descenso en las inversiones públicas. Los instrumentos para la política forestal son:

- Legislación básica
- Compromiso o consenso presupuestario
- Planificación forestal

En esta trilogía, podemos decir que la planificación es el instrumento que da forma a la política forestal. A su vez, la planificación forestal debe apoyarse en dos pilares fundamentales: los fundamentos estratégicos e ideológicos por un lado y los fundamentos técnicos por otro. Los primeros marcan los objetivos globales, mientras que los segundos determinan la forma de dar cumplimiento a esos objetivos y evalúan su viabilidad. En los siguientes apartados se exponen algunas reflexiones acerca de la integración de los fundamentos técnicos en la planificación, y en particular acerca del uso del Inventario Forestal Nacional en la planificación regional y comarcal.

Los instrumentos de información en la planificación

La experiencia planificadora forestal en nuestro país ha sido muy irregular y sólo en las últimas décadas se ha abordado de forma generalizada la elaboración de instrumentos de planificación a escala regional o estatal. No obstante, debe destacarse el esfuerzo de planificación que supuso el "Plan General de Repoblación Forestal de España" encomendado por el Ministerio de Agricultura en junio de 1938 a Joaquín Jiménez de Embún y Luis Ceballos que por entonces trabajaban en los Distritos Forestales de Soria y Avila, para lo que les dio el plazo de tan sólo seis meses.¹ En enero de 1939 estos dos Ingenieros de Montes hicieron entrega de un Plan elaborado con gran premura, pero que serviría de base para la labor repobladora de la segunda mitad del siglo XX. La urgencia impuesta por el Ministerio, justificada por los problemas asociados a la deforestación y por la ausencia de una política forestal que marcara la pauta a los Distritos Forestales, les impedía a los autores disponer de un conocimiento preciso de las superficies y necesidades de repoblación de las distintas regiones. En definitiva, la necesidad de mejores instrumentos de información y de una política forestal coherente fueron dos de las demandas puestas de manifiesto por los

autores del Plan General de Repoblación Forestal de España.² Estas necesidades siguen siendo hoy en día cuestiones de actualidad y pretenden ser el hilo conductor de este capítulo.

La planificación forestal a nivel regional y nacional es, hoy en día, un proceso muy activo y en pleno debate en todo el entorno europeo. En España, la mayor parte de las Comunidades Autónomas disponen de plan forestal o un documento equivalente de política forestal. Entre ellas se encuentra Castilla y León que previsiblemente aprobará en abril de 2002 su Plan Forestal mediante Decreto. De hecho, buena parte de las propuestas de este capítulo, referentes a la planificación regional de la conservación y mejora de los bosques, recogen el trabajo realizado durante la elaboración del Plan Forestal de Castilla y León en el que ha participado un elevado número de técnicos.

Dentro de este ambiente favorable a la planificación forestal, la Administración General del Estado aprobó la Estrategia Forestal Española en 2000 y ha presentado recientemente (enero de 2002) el Documento de Debate del Plan Forestal Español. Como se indica en estos documentos el papel de la Administración Central se restringe fundamentalmente a la aprobación de la legislación básica y a diversas acciones de coordinación y apoyo a la actuaciones de las Comunidades Autónomas. Entre esas acciones está la elaboración de diversos instrumentos de información (el Inventario Forestal Nacional, el Mapa Forestal, las estadísticas forestales, el Banco de Datos de la Naturaleza, etc.), redes de seguimiento, protección o investigación (de seguimiento de daños en bosques, de materiales de base para la mejora genética forestal y para la conservación de los recursos genéticos forestales, de parcelas de investigación, etc.) y diversas materias como son la defensa contra incendios forestales y contra plagas y enfermedades, la protección frente al cam-

¹ Este Plan tuvo un antecedente que fue el abortado Proyecto General de Repoblación iniciado en 1868 para lo que se creó una Comisión encargada de realizar este trabajo y el Mapa Forestal de España. La disolución de esta Comisión a los pocos años dejó estas tareas pendientes, aunque si nos quedó, afortunadamente, la Flora Forestal Española de Máximo Laguna y Pedro de Ávila.

² Los autores del Plan General de Repoblación hubieran deseado disponer de los resultados del Mapa Forestal que se finalizaría con posterioridad bajo la dirección del propio Luis Ceballos

bio climático, la restauración hidrológico-forestal y lucha contra la erosión, y la investigación forestal.

Los instrumentos de información y las redes de seguimiento están destinadas principalmente a servir de base para la planificación de las Comunidades Autónomas. De hecho la planificación forestal, para ser coherente y viable desde el punto de vista técnico, debe apoyarse en dichos instrumentos de información, así como en la experiencia y de las ciencias y técnicas forestales.

Por su parte, la Unión Europea, establece en su estrategia forestal que, de acuerdo con el principio de subsidiariedad, los Estados miembros son responsables de la planificación y la ejecución de los programas forestales nacionales o subnacionales que son los que proporcionan el marco para la gestión forestal. No obstante, sí está realizando un cierto esfuerzo por disponer de instrumentos de información que sirvan de base a sus iniciativas en materia forestal o medioambiental. Tanto Eurostat (Oficina Estadística de las Comunidades Europeas), como la EFICS (Sistema Europeo de Información y Comunicación Forestal) y el programa CORINE (Coordinación de la Información Medioambiental) de la AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente) son instrumentos de información que sirven de base a las propuestas de las instituciones europeas en materia forestal (MORCILLO, 2001).

Fundamentos técnicos de la planificación forestal

Las escalas de planificación

En España, la planificación forestal se organiza en distintos niveles o escalas: 1) Estatal; 2) Comunidades Autónomas; 3) Comarcal; 4) Unidades de gestión. Los dos primeros niveles tienen una notable componente socio-política o estratégica, mien-

tras que los dos últimos son instrumentos fundamentalmente tácticos y operativos, con mayor carga técnica.³

El instrumento de planificación mejor conocido es el proyecto de ordenación. La experiencia existente en la ordenación de montes permite valorar con suficiente criterio los beneficios que conlleva y la forma de desarrollar y aplicar su contenido. Todo ello permite avanzar en esta disciplina sobre una base cierta y sólida.

En cambio, la planificación a mayor escala -comarcal, regional, estatal- continúa siendo, hoy en día, una asignatura pendiente en España. Si bien es cierto que muchas Comunidades Autónomas disponen de un plan forestal o documento equivalente, también lo es que no hay un cuerpo de doctrina suficientemente formado que diga qué debe contener un plan forestal comarcal, uno autonómico o uno estatal, ni el grado de detalle que resulta óptimo en cada uno de estos niveles de planificación. El reparto de competencias entre la Administración Central y la de las Comunidades Autónomas marca bastante el territorio en este sentido, aunque no plenamente, debido al papel de coordinación de la Administración Central.

³ Otros instrumentos relacionados con la planificación forestal son los relativos a la ordenación del territorio. Los instrumentos de ordenación están destinados fundamentalmente a la regulación de usos, mientras que los de planificación están destinados principalmente a determinar objetivos y programar actuaciones e inversiones en el tiempo y en el espacio. El carácter atemporal y coercitivo o restrictivo de los instrumentos de ordenación se contraponen a la programación temporal y al carácter inversor predominante en los instrumentos de planificación. La relación entre todos estos instrumentos ha hecho que su regulación en Castilla y León se recoja conjuntamente en una misma Ley (10/98 de ordenación del territorio). La realidad es que la planificación a escala autonómica y estatal puede contener medidas de muy diversa naturaleza, y no sólo propuestas de inversión o subvención, sino también propuestas organizativas, normativas, etc.

Fundamentos técnicos versus fundamentos políticos

La planificación de las unidades de gestión tiene una importante componente operativa, ya que indica qué trabajos hay que hacer, dónde y, más o menos, cuánto cuestan o qué ingresos generan. Casi como un proyecto convencional. En la pequeña escala -la de las unidades de gestión-, las consideraciones puramente técnicas predominan en la mayor parte de las decisiones. En cambio, a mayor escala, -regional y estatal- los argumentos socio-económicos, las razones político-estratégicas y las disponibilidades presupuestarias, dejan a los fundamentos técnicos en un segundo plano. No en vano los planes forestales autonómicos y el Plan Forestal Español son instrumentos básicos de la política forestal.

En una ordenación de montes, el principal esfuerzo y la mayor parte del presupuesto van destinados al inventario. Una vez realizado éste, la planificación se obtiene aplicando toda una serie de fórmulas y normas que marcan la dirección sin dejar demasiado margen de maniobra al planificador. Sin embargo, en la planificación autonómica o estatal, los resultados del inventario (de los recursos, de los medios, etc.) se reducen normalmente a grandes cifras que pueden ser utilizadas con diferentes propósitos. Esta circunstancia pone a veces en cuestión la necesidad de dicha inventariación cuyos resultados globales ya se intuyen a grandes rasgos.

Por otra parte, el carácter sintético de la planificación estratégica encuentra dificultades para apoyarse en la técnica, que es fundamentalmente analítica y está diseñada normalmente como herramienta operativa. El hecho es que resulta necesario un mayor desarrollo de las herramientas de carácter técnico al servicio de la planificación regional y estatal. Para este objetivo, los inventarios de los recursos, las redes de

seguimiento y los sistemas de indicadores tienen bastante que decir.

EL IFN como fundamento técnico de la planificación

El Inventario Forestal Nacional (IFN) es un instrumento destinado fundamentalmente a la planificación autonómica y estatal. Es el prototipo de instrumento de información al servicio de la planificación táctica y estratégica. Sin embargo la utilización de los resultados del IFN en la planificación es muy escasa y, en ocasiones el IFN no pasa de ser una fuente de datos de superficies que ocupan las especies forestales. De hecho es la fuente que se utiliza en la estadística agraria en lo que se refiere a las superficies forestales. Que duda cabe que este Inventario da bastante más de sí, y además no es la estadística de superficies forestales su principal aportación.

En lo que se refiere al IFN, su aportación técnica reside en que permite disponer de estimaciones de existencias, crecimientos, superficies, estructuras de masa, etc. de los bosques, lo que puede ser la base para la cuantificación de las previsiones de cortas, tratamientos selvícolas, producciones, etc. y, por lo tanto, para la evaluación de las necesidades de medios humanos y económicos para su gestión.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- COMISIÓN PARA LA REDACCIÓN DEL PLAN GENERAL DE REPOBLACIÓN FORESTAL DE ESPAÑA, 1939. Plan General de Repoblación Forestal de España. En: *Tres trabajos forestales. Luis Ceballos: Homenaje a su centenario*. O.A. Parques Nacionales. Madrid.
- MORCILLO, A., 2001. *El sector forestal y la Unión Europea. Situación de la política forestal en Europa*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 205 pp.

6.1. EL Inventario Forestal Nacional en la Planificación Forestal Regional: El caso de Castilla y León

J. L. BENGOA

EL PLAN FORESTAL DE CASTILLA Y LEÓN

El Plan Forestal de Castilla y León recoge la propuesta de la Junta de Castilla y León para la gestión del medio natural en esta Comunidad Autónoma durante los próximos años. Contiene una programación anual de las actuaciones para el periodo 2001-2006 y una previsión orientativa para otros tres periodos de siete años.

Este Plan se plantea con el doble objetivo general de contribuir a la conservación y mejora del medio natural y de actuar como motor de desarrollo rural, especialmente en las áreas de montaña. Para ello, se ha dado un especial protagonismo a los bosques, como reservas de biodiversidad, elementos clave en la protección del suelo y del clima y fuentes de materias primas renovables. Se pretende que su adecuada gestión contribuya significativamente al desarrollo rural en las comarcas más forestales.

El Plan Forestal consta de veinte documentos. El primero de ellos contiene una diagnosis y una presentación del propio Plan Forestal. Los restantes corresponden a los diecinueve programas que componen el Plan, cada uno de los cuales se ocupa de una faceta del sector forestal.

Uno de estos programas está destinado específicamente a los tratamientos selvícolas, los aprovechamien-

Capítulo

6

tos y la ordenación de montes arbolados. Es el programa V3, denominado "*Conservación y mejora de los bosques*". Este programa ha sido elaborado por un grupo de trabajo compuesto fundamentalmente por técnicos de distintas provincias de la Comunidad Autónoma, con experiencia en la gestión de masas arboladas. Por lo tanto, sus propuestas recogen la experiencia real de la gestión forestal.

Se trata de un programa con una importante componente técnica y requiere de unos instrumentos de información adecuados que permitan evaluar las necesidades de la gestión. Esta cuestión se aborda en los siguientes apartados.

LA PLANIFICACIÓN REGIONAL DEL CUIDADO Y MEJORA DE LOS BOSQUES EN EL PLAN FORESTAL DE CASTILLA Y LEÓN

Planteamiento

Como se indicó anteriormente, el programa V3 *Conservación y mejora de los bosques* se planteó con el objetivo principal de planificar y coordinar las intervenciones selvícolas que se lleven a cabo en las masas arboladas de la región. Dicha planificación incluye una estimación de los medios necesarios para gestionar adecuadamente las distintas masas forestales, en cada provincia. Con ello se buscaba fomentar un equilibrio territorial en los niveles de gestión de los bosques, así como un cierto equilibrio en la atención a los distintos tipos de bosque.

El tipo de planificación difiere notablemente según se trate de montes de Utilidad Pública, gestionados por la administración autonómica y montes de gestión privada, en los que esta labor

corresponde a sus titulares, que pueden ser Entidades Locales o propietarios particulares. Para los primeros, los promotores del Plan Forestal son los responsables de su gestión, lo que facilita su puesta en marcha. Para los segundos, hay mayor incertidumbre respecto a la ejecución de lo planificado, ya que depende de la respuesta de los propietarios de los montes a las líneas de ayuda a inversiones en montes arbolados (tratamientos selvícolas, planes de gestión, etc.), que son el instrumento fundamental de fomento de la selvicultura en montes de gestión privada.

En el citado programa no se planifican actuaciones concretas, ya que esta labor corresponde a niveles más bajos de planificación, de carácter más operativo (Proyectos de Ordenación, Planes Anuales de Mejoras y de Aprovechamientos, etc.). En el caso de los montes de Utilidad Pública, esa labor la llevan a cabo los Servicios Territoriales de la Consejería de Medio Ambiente en cada una de las provincias de la Comunidad Autónoma, que son los que llevan a cabo el día a día de la gestión.

Para el objetivo de la planificación regional, la unidad básica con la que se trabaja es el tipo o subtipo de bosque en cada provincia, de igual forma que la unidad básica de un proyecto de ordenación es el rodal o el subrodal de cada cuartel. Consecuentemente uno de los objetivos del programa es disponer de una estimación de las labores necesarias para una gestión adecuada de cada tipo de bosque en cada provincia con todo lo que ello conlleva: inversión necesaria, medios humanos, producción esperada, etc.

Las dos principales fuentes de información sobre los recursos forestales disponibles para esta planificación son el Mapa Forestal de España digitalizado a escala 1:50.000 y las parcelas del II Inventario Forestal Nacional. Éstas fuentes se han complementado y contrastado

con información propia de la Consejería de Medio Ambiente, relativa a datos sobre propiedad, especies y superficies de las repoblaciones, fases de desarrollo, etc.

Conviene señalar que si bien es cierto que existe amplia información sobre muchos aspectos relacionados con los recursos forestales en general, y los bosques en particular, ocurre con frecuencia que la orientación, el ámbito geográfico, la heterogeneidad o la falta de sistematización de toda esa información la hacen poco adecuada para tareas de planificación a escala regional.

Para llevar a cabo un análisis sistematizado de la situación actual de las masas arboladas de Castilla y León, éstas se tipificaron, clasificándolas en 35 tipos de bosque con sus correspondientes subtipos (65 subtipos). Para cada tipo o subtipo de bosque se abordaron las siguientes cuestiones:

- Diagnóstico de la situación actual
- Objetivos de gestión
- Modelos de gestión
- Aplicación de los modelos

Los dos primeros puntos tienen un carácter fundamentalmente cualitativo ya que recogen la experiencia de los últimos años en la gestión de estas masas arboladas y un análisis de la orientación que se considera más adecuada para la gestión de cada tipo o subtipo de bosque.

Los dos últimos puntos, de carácter más cuantitativo, consisten en el desarrollo de modelos de gestión y su aplicación a la superficie ocupada por el correspondiente tipo o subtipo de bosque para estimar las labores que requiere su gestión y las inversiones necesarias y producciones esperables.

El conjunto de modelos de gestión definen los criterios generales de intervención selvícola de la Consejería de

Medio Ambiente. No pretenden ser un patrón rígido para la selvicultura, sino unos modelos regionales de referencia que permiten planificar la selvicultura a escala regional y provincial, esto es, cuantificar las intervenciones y programar las inversiones en el espacio y en el tiempo. Su aplicación para la gestión requiere su adaptación o particularización a las distintas estaciones forestales de Castilla y León. Además existen muchas circunstancias no puramente selvícolas, que condicionan la gestión forestal y pueden hacer que se aparte de los citados modelos.

Los tipos de bosque

Los criterios considerados en la delimitación de los tipos de bosque se basan fundamentalmente en las especies arbóreas dominantes y su origen (regeneración natural o repoblación). Para llevar a cabo un diagnóstico y unas propuestas selvícolas suficientemente concretas, algunos tipos de bosque se han dividido en subtipos siguiendo diferentes criterios ligados a la gestión (esta división es más detallada para las especies de las que se dispone de mayor experiencia e información). Para algunas especies se ha contemplado una diferenciación geográfica en la medida en que refleja distintas formas de gestión llevadas a cabo en el pasado y distintas condiciones del medio. Para otras especies se ha hecho una distinción basada en aspectos estructurales y de estado de conservación.

Aunque esta tipificación tiene en parte una componente florística, en la medida en que el cortejo y etapas seriales son el reflejo de las condiciones ambientales y de gestión, difiere netamente de las clasificaciones con base fitosociológica. En las Tablas 1 y 2 se exponen las listas de tipos y subtipos de bosque considerados

Tabla 1. Tipos de bosque (coníferas) considerados en el Plan Forestal de Castilla y León. Fuente: Plan Forestal de Castilla y León

Grupo	Origen	Subgrupo	Tipo de bosque	Subtipos	
Coníferas	Masas naturales	Pinos de distribución mayoritariamente eurosiberiana	Pinares de pino negro		
			Pinares de pino silvestre	Sierra de Guadarrama y Ayllón Sierra de Gredos Sistema Ibérico Alto Ebro Montaña Cantábrica	
		Pinos de distribución mayoritariamente mediterránea	Pinares de pino pudio		
			Pinares de pino negral	Arenales del Duero Sistema Ibérico Almazán-Aranda Alto Ebro Tiétar y Alberche Sierra de Gredos Teleno	
			Pinares de pino piñonero	Arenales del Duero Cuestas y páramos calizos. Tiétar y Alberche	
			Pinares de negral y piñonero Pinares de negral y silvestre		
		Sabinares	Sabinares (puros o en mezcla con coníferas)	Sabinares Mezcla sabina-pino	
		Replantaciones	Pinares	Replantaciones de p. negro Replantaciones de p. silvestre	
				Replantaciones de pino pudio	Orla del Duero Media montaña Pára. calizos burgaleses
	Replantaciones de pino negral			Sierra de la Culebra Soria Sistema Central	
	Replanta. de mezcla de pinos Replanta. de pino piñonero Replanta. de pino carrasco Replanta. de pino radiata				
	Otras coníferas		Plantac. de abeto Douglas		

en la evaluación de las necesidades de gestión del Plan Forestal de Castilla y León.

Como se puede comprobar se trata de unidades bastante amplias cuya principal utilidad corresponde a la planificación

regional y provincial, resultando quizás poco detalladas para la planificación comarcal y, por su puesto para la correspondientes a las unidades de gestión (proyectos de ordenación y planes dasocráticos).

Tabla 2. Tipos de bosque (frondosas y masas mixtas) considerados en el Plan Forestal de Castilla y León. Fuente: Plan Forestal de Castilla y León

Grupo	Origen	Subgrupo	Tipo de bosque	Subtipos
Frondosas	Masas naturales	Frondosas perennifolias marcescentes	Encinares	Encinares bien conservados Encinares degradados Dehesas
			Rebollares	Destinados a monte alto Destinados a monte medio Destinados a monte bajo Dehesas
			Quejigares	
			Alcornocales (puros o mezclados con encina)	Alcornocales Mezcla alcornoque-encina
			Mezcla de frondosas mediterráneas	Dehesas No adhesadas
		Frondosas caducifolias	Hayedos	
			Robledales Roble carballo (<i>Q. robur</i>)	Roble albar (<i>Q. petraea</i>)
			Castañares	Montes bajos Sotos fruteros
			Abedulares	
			Mezcla de fron. caducifolias	Mezcla haya-roble Mezcla haya-rebollo Mezcla roble-rebollo
	Riberas naturales			
Repoblaciones	Choperas Otras especies	Choperas de producción Repoblaciones de frondosas		
Masas mixtas	Masas naturales	Con coníferas eurosiberianas	Masas mixtas pino silvestre-frondosas	Pino silvestre-haya Pino silvestre-rebollo
		Con coníferas mediterráneas	Masas mixtas pino piñonero-encina Masas mixtas pino negral-frondosas Masas mixtas sabina-frondosas	
	Repoblaciones	Varios	"Enresinamientos" Re pobla. de masas mixtas	

Los modelos de gestión

Un modelo de gestión es algo parecido a una tabla de producción, pero nor-

malmente con menos información dasométrica. Es normal que se complemente con más información operativa y económica. En las siguientes tablas se presentan dos modelos bastante dife-

Tabla 3. Ejemplo de modelo de gestión para *Pseudotsuga menziesii*. Fuente: Plan Forestal de Castilla y León, elaborado a partir de VEGA et al., 1998

Estado de desarrollo de la masa	Ho	Edad	Masa antes de la Clara		Intervención	GASTOS (euros)				INGRESOS (euros)
			No	V ₀ (m ³ /ha)		Materiales	Mano de obra ⁴	Maquinaria	Coste Total Inc IVA +G.C.+B.E.	
Repoblado	0,0	0	2.000		Plantación	222	601	385	1.710	
Repoblado	1,0	2	2.000		Desbroce			225	319	
Repoblado	2,0	4	2.000		Desbroce			225	319	
Repoblado	2,0	4	2.000		Poda (Talla)	11	150		228	
M. Bravo	5,5	12	2.000		Clareo y poda baja	47	676		1.024	
Latizal	9,0	16	1.600	60	Clara	32	451		683	135
Latizal	12,0	22	1.100	160	Clara	26	376		569	839
Latizal	12,0	22	700	113	Poda alta	21	301		455	
Fustal	18,0	30	700	260	Clara					2.411
Fustal	23,0	40	400	350	Clara					2.524
Fustal	27,0	50	300	430	Clara					5.169
Fustal	30,0	60	200	450	Corta final					30.832

rentes. El primero corresponde a una selvicultura intensiva para plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* de calidad media-buena y el segundo a una selvicultura no intensiva, para la conversión a monte alto de rebollares, también de calidad intermedia.

Es habitual que estos modelos incluyan una norma selvícola (el número de pies para cada valor de la altura dominante), las edades correspondientes, la secuencia de intervenciones, su coste y las producciones esperadas. También pueden incluir el destino esperable de las distintas producciones y los ingresos asociados. En el modelo del rebollo no se han incluido los gastos e ingresos porque éstos últimos dependen en gran medida de la existencia de un mercado para los

productos extraídos y de la accesibilidad del monte, dado su bajo valor comercial.

Aplicación de los modelos de gestión en el plan forestal

Para aplicar los modelos de gestión en la planificación, es necesario conocer la superficie que ocupa el tipo de bosque correspondiente a ese modelo de gestión y la distribución aproximada de edades o fases de desarrollo. Para obtener esta información se consideraron fundamentalmente dos fuentes: el Mapa Forestal de España (MFE) y el Segundo Inventario Forestal Nacional (2IFN). Se consideró que la mejor estimación de las superficies de las masas forestales se podía obtener a partir del MFE y que una mejor información de la estructura de las masas o de las fases de desarrollos se podría obtener del 2IFN.

⁴ Incluye transporte y parte proporcional de capataz.

Tabla 4. Ejemplo de modelo de gestión para *Quercus pyrenaica*. Fuente: elaboración propia a partir del Plan Forestal de Castilla y León

Estado de desarrollo	Ho	Edad	Masa después de la Clara		Intervención
			Buen desarrollo de las copas	Escaso desarrollo de las copas	
Repoblado	0.0	0	-	-	
M. Bravo	6.0	15	2.500	3.000	Clareo
Latizal	9.0	33	1.400	1.800	Clara
Latizal	12.0	57	750	1.100	Clara
Fustal	14.5	85	400	700	Clara
Fustal	16.0	100	Inicio cortas reg.	400	Clara
Fustal	17.0	120		Inicio cortas reg.	

El MFE permitió estimar satisfactoriamente las superficies correspondientes a distintas cubiertas o usos del suelo y diferentes formaciones vegetales. Para ello se llevó a cabo un tratamiento semi-automatizado de la versión digital a escala 1:50.000, asignando cada tesela del MFE a una de las formaciones vegetales y usos del suelo previamente establecidos y a cada uno de los tipos de bosque anteriormente mencionados.⁵

Una vez obtenida y cartografiada la superficie que ocupa cada tipo de bosque, se intentó estimar en qué proporción se presentaban las distintas fases de desarrollo, con objeto de evaluar las necesidades de inversión que requiere su gestión. Para ello, en primer lugar se calcularon las principales variables dasométricas de cada una de las parcelas del 2IFN en Castilla y León (cerca de 15.000 parcelas). Asimismo, se determinó el listado de parcelas del IFN situadas dentro de los recintos ocupados por cada tipo de bosque. Todo ello permitió calcular la proporción de parcelas

correspondientes a cada fase de desarrollo para cada tipo de bosque, que permitiría estimar su correspondiente superficie.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS Y PROPUESTAS PARA EL 3º IFN

Dificultades encontradas

El resultado de la aplicación de la metodología expuesta no fue del todo satisfactorio, ya que la cartografía de base del 2IFN difería sustancialmente del Mapa Forestal de España. En Castilla y León el 2IFN se apoyó en el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) que era el único disponible en aquel momento. El hecho es que esta cartografía da una superficie de arbolado bastante menor a la que proporciona el MFE y, por lo tanto, hay amplias superficies arboladas según el MFE que no cuentan con parcelas del 2IFN. Buena parte de esas zonas corresponden a áreas de arbolado joven o claro y por lo tanto suelen diferir estructuralmente de las áreas inventariadas. Esto se debe en parte a que

⁵ Algunos detalles acerca de este proceso se recogen en BENGIOA Y MARTÍNEZ-SANTAMARÍA (2001).

el MCA no recoge las superficies que se han repoblado o que se han poblado de forma natural en los últimos 20-30 años por colonización o densificación natural del arbolado.

En consecuencia, no es posible extrapolar sin un contraste adecuado, las variables dasométricas de las zonas inventariadas a las no inventariadas, dentro de la superficie cubierta por cada tipo de bosque. A falta de una estimación más precisa de las distintas fases de desarrollo se llevó a cabo una primera tentativa aproximada en base a estimaciones de los técnicos gestores de las distintas provincias de la Comunidad Autónoma.

El hecho es que el cruce de datos MFE-IFN no dio todos los frutos que podría, debido a sus diferentes bases cartográficas. Esta discordancia puede resolverse en el nuevo ciclo del Inventario (Tercer IFN), lo que supone un importante avance en este sentido. Para ello resulta imprescindible muestrear adecuadamente las áreas arboladas que no fueron consideradas como tales en el 2IFN.

Selección de la muestra en el Tercer IFN

Para permitir un buen aprovechamiento de los resultados del IFN y no arrastrar las deficiencias del 2IFN, se considera recomendable que en el 3IFN, la densidad de parcelas en estas áreas 'nuevas' sea igual a la correspondiente a las zonas 'antiguas', es decir, las zonas

⁶ Debe tenerse en cuenta que ambos estratos, el 'antiguo' (área muestreada en el 2º IFN) y el 'nuevo' (área muestreada en el 3IFN, pero no muestreada en el 2IFN) incluirían superficies de todas las especies forestales.

ya muestreadas en el 2IFN. Dicho en términos estadísticos, la probabilidad de que un punto de la malla UTM de una zona 'nueva' sea seleccionado como parcela del 3IFN debe ser igual que la de un punto de una zona 'antigua', ya muestreada en el 2IFN (mediante una adecuada aleatorización).

En realidad existe la posibilidad de considerar dos densidades o métodos de muestro distintos en las zonas antiguas y nuevas, si se establecen ambas zonas como dos estratos de muestreo. Sin embargo, esta solución cuenta con el inconveniente de que estos dos estratos pueden ser internamente bastante heterogéneos⁶ por lo que su consideración no contribuye a mejorar los estimadores.

Las alternativas a la delimitación de estos dos estratos (zonas nuevas y zonas antiguas) son dos:

1. Incrementar el número de parcelas y mantener la densidad de muestreo del 2IFN en todo el área muestreada por el 3IFN, con el incremento de costes que ello conlleva.
2. Reducir la intensidad de muestreo en las áreas ya muestreadas en el 2IFN, para disponer de parcelas 'libres' a situar en las nuevas superficies de muestreo. Con ello no se incrementan los costes, pero una parte de las parcelas del 2IFN no podrá ser utilizada en el 3IFN para estimar el crecimiento de las masas forestales porque no se vuelven a medir en el 3IFN (aunque sí pueden ser medidas nuevamente en futuros inventarios).

Probablemente la solución más adecuada sea la intermedia entre estas dos opciones, incrementando ligeramente el número total de parcelas y sacrificando algunas parcelas del 2IFN para cubrir homogéneamente todo el área muestreada por el 3IFN.

Consideraciones acerca de los estratos del IFN

El 2IFN organiza sus trabajos y sus resultados en estratos delimitados en la cartografía y basados en las especies dominantes, sus cubiertas, grados de desarrollo, etc., de forma que cada estrato contenga fundamentalmente un tipo más o menos homogéneo de masa forestal. La necesidad de considerar un número no muy elevado de estratos, hace que algunos de ellos resulten bastante heterogéneos, incluso en la composición específica.

Por otra parte, dentro del área ocupada por un determinado estrato siempre hay una cierta proporción de parcelas dominadas por especies distintas a la que identifica al estrato. Esto se debe a que las teselas asignadas a una determinada especie pueden contener pequeños rodales de otras especies que no se pueden separar en la cartografía por cuestiones de escala. Esta circunstancia, que resulta inevitable, tiene menor importancia cuanto más precisa y detallada sea la cartografía.

Esto tiene el inconveniente de que el cálculo de las superficies, existencias, crecimientos, etc. de una determinada especie se complica por el hecho de formar parte de varios estratos, en algunos de los cuales consta como 'titular' (en la definición del estrato) y en otros como 'accesoria' (no en la definición del estrato).

Frente a este enfoque, que equipara estrato a tipo de masa (en sentido amplio), podría valorar otro sensiblemente distinto, consistente en reducir el número de estratos a un mínimo de dos o tres, en cada uno de los cuales se practicarían distintas intensidades e incluso métodos de muestreo. En este caso, la estimación de superficies de cada "tipo de masa forestal" debería basarse en el propio muestreo puntual

que constituye la base del inventario (y en la superficie total del estrato). Estos tres estratos podrían ser: uno formado por la gran mayoría de los bosques con una densidad intermedia de muestreo, otro formado por las masas forestales más productivas siempre y cuando estén bien individualizadas y cartografiadas (p. ej. las choperas) con mayor intensidad de muestreo y un tercero formado por las masas abiertas para las que se puede considerar una densidad de parcelas inferior a la del 2IFN.

Consideraciones acerca de los terrenos desarbolados

Los terrenos desarbolados podrían constituir un cuarto estrato. Sin embargo, probablemente es mejor caracterizar estas áreas mediante un enfoque de tipo cartográfico por resultar más operativo que mediante el muestreo puntual que caracteriza el IFN. Este enfoque permitiría detectar y cuantificar mejor las áreas de arbolado claro, disperso o joven que pudieran escaparse a la inventariación del IFN, a la vez que proporcionaría información más extensiva de las formaciones desarboladas.

El interés por conocer la existencia de arbolado fuera de la superficie muestreada por el IFN (calificada por éste como desarbolada) es múltiple. En buena medida se trata de áreas con regenerado joven que no se aprecia en la ortofoto que sirve de base al IFN y, acaso, de repoblaciones jóvenes que también pueden pasar inadvertidas. Por lo tanto se trata de superficies forestales que necesitarán en pocos años la atención propia de las masas jóvenes y por lo tanto que deben ser consideradas en los instrumentos de planificación.

Por otra parte, se trata de terrenos que se están incorporando a la superficie

arbolada y por lo tanto, importantes sumideros de carbono. La contabilidad del efecto sumidero de los terrenos forestales debe tener en consideración estas superficies por tratarse de áreas con elevado potencial para almacenar carbono en forma de biomasa y materia orgánica edáfica.

AGRADECIMIENTOS

Este texto recoge propuestas e ideas desarrolladas en la elaboración del programa de conservación y mejora de los bosques del Plan Forestal de Castilla y León, en el que ha participado un elevado número de técnicos de la Junta de Castilla y León. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENGOA J. L., MARTÍNEZ-SANTAMARÍA C., 2001. Estimación de superficies forestales a partir del Mapa Forestal de España (II). *III Congreso Forestal Español*. Granada, Mesa 4 pp. 400-406.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2000. *Plan Forestal de Castilla y León. Documento para el debate público*. Junta de Castilla y León. Publicado en internet: <http://www.jcyl.es/jcyl/cmaot/dgmn/plan-forestal/indice.htm>
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2002. *Plan Forestal de Castilla y León*. Junta de Castilla y León. Inédito.
- VEGA, G. (Coord.), 1998. *Manual de Selvicultura del Pino de Oregón*. Universidad de Lugo - Proyecto AgroBYTE. Publicado en internet: <http://agrobyte.lugo.usc.es/agrobyte/publicaciones/oregon/indice.html>.

6.2. El Inventario Forestal Nacional en la Planificación Comarcal

J. GONZALO

INTRODUCCIÓN

La elaboración de documentos de planificación comarcal y de ámbito más reducido (término municipal y unidades de gestión: montes, espacios naturales protegidos, etc,...) constituye otro nivel diferente de planificación al expuesto hasta ahora. En este nivel, los planes de ordenación de recursos a escala comarcal y los proyectos de ordenación de montes son instrumentos básicos para el impulso de la gestión forestal sostenible.

Los Planes Forestales Regionales, suelen detallar propuestas provinciales pero en ningún caso descienden al ámbito comarcal de actuación. Como ejemplo, en el Plan Forestal de Castilla y León se prevé (pero no se elabora) un tercer nivel de desarrollo comarcal como objetivo del programa transversal (T2) de Desarrollo de la Planificación. La Ley Forestal de Asturias (borrador) en su artículo 26 dedicado a las comarcas forestales establece su procedimiento de creación y modificación por resolución de la Consejería competente en administración forestal, previa información y consenso con las entidades locales afectadas. Así mismo establece que éstas estarán limitadas por parámetros geográficos, biológicos, daso-

Capítulo

6

cráticos, económicos y sociales o administrativos, de forma que faciliten en todo caso la aplicación y desarrollo del Plan Forestal Comarcal. De este último dice el artículo 27 de la misma ley, que debe atender a las limitaciones y características de cada zona, fijando una serie de condiciones relativas a la superficie mínima forestal, especies a utilizar en las repoblaciones forestales, zonas de repoblación preferente, etc.

Por último, resulta básica la adecuación de los distintos niveles de planificación desarrollados: Nacional, Regional, Comarcal y de Unidades de Gestión. De esta forma el Plan Forestal Español se proyecta para los próximos 30 años (2002-2032) utilizando estadísticas de actualización permanente: Inventario Forestal Nacional, Mapa Forestal de España, Inventario Nacional de Erosión de Suelos, Estadística de Incendios Forestales, Redes europeas de seguimiento de daños en los bosques, así como otras estadísticas de interés para el sector forestal. A éste deben adecuarse los Planes Forestales Regionales (como el plan Forestal de Castilla y León) y a su vez los planes forestales comarcales desarrollados. Establecemos, en definitiva cuatro niveles de planificación⁷: nacional, regional, comarcal y unidades menores y básicas de gestión: los montes.

Nuestro interés se debe centrar en la realización de un Plan Forestal Comarcal responsable que ofrezca una colección de

instrumentos en los que se puedan apoyar los proyectos de ordenación de montes que se desarrollan sobre las unidades de gestión básicas.

Como ya se ha indicado anteriormente el principal esfuerzo económico en los proyectos de ordenación de montes corresponde a la fase de inventario forestal. La mayor parte de las propuestas de ordenación de montes que parten de las administraciones autonómicas carecen de un diseño de esta fase adecuado o incluso no lo contemplan como fase a realizar de forma previa a la ejecución del inventario limitándose a proponer tamaños de muestra, mallas de muestreo, y tamaños de parcela, cuya justificación técnica deja mucho que desear. En el Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2) la fase de apeo de parcelas representó aproximadamente un 75,01% del coste total de inventario, pero se consideró una fase de diseño (preparación y cartografía) que supuso de forma aproximada un 12,24% (ICONA, 1998).

De forma previa, incluso al diseño de cualquier inventario forestal es absolutamente necesario determinar cuál es el objetivo (u objetivos) del inventario y qué superficies tratamos de inventariar.

Una gestión forestal comarcal eficaz debe estar basada en la realización de tres niveles de estudio: ANÁLISIS, SÍNTESIS Y PROGRAMACIÓN, y así es como en líneas generales se ha venido recogiendo en las distintas Instrucciones de Ordenación publicadas en nuestro país. A este respecto resulta especialmente didáctico, el esquema propuesto en el manual de ordenación forestal francés publicado por la Office National des Forêts (ONF) (DUBOURDIEU, 1997) representado en la Figura 1.

Según este esquema o bien acudiendo a cualquier índice de proyecto de ordenación forestal es fácil observar que la

⁷ A falta de un quinto nivel de Planificación Forestal Comunitaria, ya que dentro de la estrategia forestal comunitaria elaborada por la Comisión Europea se considera responsabilidad de los Estados miembros el desarrollo y ejecución de los planes forestales nacionales y regionales, siendo apoyados a través de la acción concertada COST 19 'National forest programmes in a European Context' junto a diversas iniciativas, conferencias y programas.

determinación de usos es un título que desarrollamos posteriormente al conocimiento de las masas objeto de ordenación. Es decir, el análisis cuantitativo de las masas que realizamos habitualmente a través del inventario forestal, se efectúa de forma previa a la determinación de usos o selección de objetivos. Esto tiene su lógica y no obstante como hemos indicado anteriormente, de forma previa, a la realización de cualquier inventario forestal es absolutamente necesario determinar cuál es el objetivo (u objetivos) del inventario y qué superficies tratamos de inventariar, cuestión que alcanzamos a observar de forma definitiva sólo en la fase de síntesis.

Este inconveniente, que no lo es tanto, nos lleva a tratar de tener definidos a priori, en el ámbito comarcial, una serie de objetivos junto a una serie de indicadores y herramientas preparadas (en función de esos objetivos) para el diseño del inventario forestal, formando parte de una muy necesaria planificación comarcial.

MATERIALES Y MÉTODOS APLICABLES A LA PLANIFICACIÓN COMARCAL

En primer lugar deberíamos responder a un problema de escala: ¿cuál es la escala de trabajo adecuada para la realización de una planificación comarcial?. De forma lógica se desencadenan las siguientes cuestiones: ¿cuál es la naturaleza de la división comarcial?, ¿responden a un criterio puramente administrativo?, ¿son comarcas naturales?, ¿responden a un verdadero estudio de planifica-

ción buscando la ocupación de un espacio natural común, recursos comunes, las mismas vías de desarrollo económico y social?, ¿cuál es el tamaño medio de las comarcas?, etc. Es necesario simplificar toda esta casuística, partiendo de la base que la división comarcial se ha realizado con un estudio previo de planificación nacional y regional, dentro del marco analizado en los puntos anteriores.

Bajo esta premisa y asumiendo que la escala de trabajo más habitual en gestión y ordenación forestal por razones de operatividad es habitualmente E 1/10.000 (en ocasiones E 1/5.000 incluso E 1/2.500), debemos situarnos en una escala de trabajo menor, que cuente además, y es un condicionante a tener en cuenta, con fuentes de información generales y temáticas de actualización periódica. Este es el caso de la escala E 1/25.000,

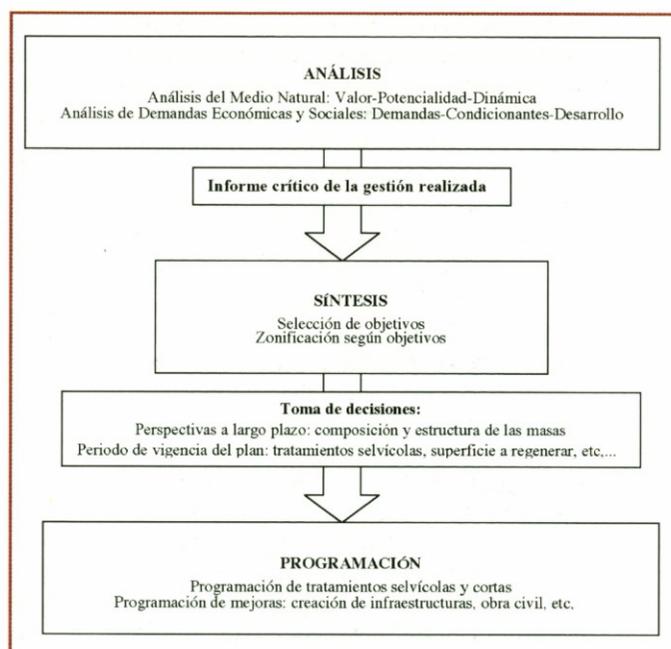


Figura 1. Componentes de la ordenación Forestal (Fuente: DUBOURDIEU, 1997)

por lo menos en cuanto a información base topográfica, que es generada y actualizada en nuestro país por el Instituto Geográfico Nacional (I.G.N.-C.N.I.G.) a través del Mapa Topográfico Nacional (M.T.N. E 1:25.000).

La siguiente escala de trabajo E 1/50.000, está siendo actualizada por el Servicio Geográfico del Ejército (*nivel 2* de información generada), y la mayor parte de la cartografía temática disponible se encuentra a dicha escala:

- Mapa Forestal de España (E 1/50.000): realizado desde el Banco de Datos de la Naturaleza de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, en colaboración con las Comunidades Autónomas, a partir del Mapa Forestal de España E 1:200.000 (Ruiz de la Torre, 1990) y otras fuentes de información, fotointerpretando y corrigiendo teselas sobre ortofotografía digital (el tamaño mínimo de teselas es 6,25 ha, o bien 2,2 ha, para terrenos forestales arbolados rodeados de teselas de uso diferente).
- Atlas de los Hábitats Naturales y Seminaturales de España (E 1/50.000): proyecto de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza que tiene por objetivo primordial realizar una cartografía de hábitats nacional que complete el inventario de hábitats naturales de interés comunitario recogidos en la Directiva 92/43.
- Tercer Inventario Forestal Nacional (E 1/50.000): en este trabajo cada estrato se forma por agrupación de superficies forestales (teselas) de características similares, cuyo perímetro esté delimitado a la escala de trabajo (E 1:50.000). La unidad territorial básica de información sigue siendo la provincia pero se deja la opción de

poder llegar a conseguir resultados a otros niveles (comarca, región, cuenca hidrográfica, municipio,...).

- Mapa Geológico Nacional (E 1/50.000): realizado desde el Instituto Geológico y Minero de España. Se trata de la Cartografía MAGNA en formato digital.

Por tanto, y a la espera de la elaboración de una cartografía temática adecuada a una escala mayor (E 1/25.000) que debiera ser generada desde las autonomías y con un programa serio de actualización periódica, debemos optar por la escala de trabajo E 1/50.000.

En cuanto a fuentes de información tipo *ráster* es cada vez más habitual contar con:

- ortofotografías generadas a partir de vuelos fotogramétricos regionales a distintas escalas con resoluciones por debajo de 1 m.
- imágenes de satélite de distintas características y resoluciones:
 - Imágenes IRS (Indian Remote Sensing Satellite), cuyas misiones IRS-1C y IRS-1D producen imágenes a 5,8 m de resolución en pancromático (repixeladas a 5 m), contando, además con sensores multiespectrales tipo LISS III capaces de producir imágenes de 23,5 m de resolución (repixeladas a 20 m). Actualmente se desarrollan nuevas misiones con atractivas posibilidades:
 - IRS-P5 (CARTOSAT-1) presenta un sensor capaz de generar imágenes de 2,5 m de resolución con aplicaciones en la generación de modelos digitales de elevaciones precisos, información catastral a E 1:5.000, cartografía de curvas de nivel de 2-5 m, etc.

- IRS-P6 (RESOURCESAT-1) presenta un sensor multiespectral de tres bandas LISS-IV con una resolución espacial inferior a 6 m, (además de una versión mejorada del LISS-III de 4 bandas y 23 m de resolución), capaces de desarrollar aplicaciones sobre vegetación (agrícola y forestal) a nivel de discriminación de especies.
- Imágenes producidas por LANDSAT 7 (satélite lanzado en Abril de 1999) con el sensor ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) multiespectral de 8 bandas, con 15 m de resolución en pancromático y 30 m de resolución en multiespectral (6 bandas).
- Imágenes producidas por SPOT con el sensor VEGETATION multiespectral de 4 bandas con una resolución de 1 km (VEGETATION P), o bien las síntesis diarias S1 (NDVI - Normalized Difference Vegetation Index) también a 1 km de resolución.

Como podemos observar tenemos a nuestra disposición una colección de información directamente utilizable en la elaboración de una correcta planificación forestal comarcal.

En cuanto a las herramientas disponibles para efectuar un análisis de esta información cabe señalar la importante mejora que en este tipo de estudios supone la utilización de sistemas de información geográfica implementados con extensiones de análisis geostadístico que nos permitan trabajar con *variables regionalizadas*.

Los esquemas y propuestas metodológicas adecuadas para realizar una correcta planificación forestal comarcal son actualmente muy abundantes en la bibliografía disponible. De hecho, toda la

filosofía y planteamientos metodológicos desarrollados a raíz de los procesos de implantación de las Agendas 21 Locales en municipios y comarcas, responden de alguna manera a la necesidad de desarrollar un proceso de planificación comarcal general que sea compatible con los principios de sostenibilidad ambiental.

La Agenda 21 tiene su origen en la Cumbre de Río de Janeiro de 1992, donde queda patente que el desarrollo sostenible de cada país pasa por la implicación de las administraciones locales, más cercanas a las necesidades y demandas de los ciudadanos. Tiene como finalidad indicar las vías para un desarrollo económico óptimo respetuoso con el medio ambiente. Para su desarrollo se propone la utilización conjunta de dos instrumentos: un análisis o auditoría medioambiental y un plan de participación social.

El análisis o auditoría medioambiental parte de la inventariación de los recursos medioambientales de la comarca, la concreción de políticas y estrategias de sostenibilidad y la confección de un programa de seguimiento a través de un sistema de indicadores. Se compone en definitiva de tres fases:

- **Diagnóstico:** a través de estudios técnicos, medioambientales, socioeconómicos, organizativos de la comarca y de percepción social.
- **Plan de Acción:** estrategias y acciones encaminadas a conseguir un desarrollo sostenible.
- **Plan de Seguimiento:** a través de un sistema de indicadores se evalúa la mejora ambiental del territorio.

Es bastante habitual efectuar un enlace entre las dos primeras fases de la auditoría medioambiental mediante la creación de un sistema para el diagnóstico y la

$$\begin{aligned}
 A &= \sum_{i=1}^n A_i & P_i &= \frac{A_i}{A} & \mu &= \sum_{i=1}^n P_i \mu_i & m &= \sum_{i=1}^n P_i m_i & \mu_i &= \frac{1}{T_i} \sum_{j=1}^{T_i} Vcc_{ij} & m_i &= \frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^{N_i} Vcc_{ij} \\
 \sigma^2_i &= \frac{1}{T_i} \sum_{j=1}^{T_i} (Vcc_{ij} - \mu_{ij})^2 & s_i^2 &= \sigma_i^2 & &= \frac{1}{N_i - 1} \sum_{j=1}^{N_i} (Vcc_{ij} - m_{ij})^2 & \delta_i &= \frac{s_i}{m_i} 100\% \\
 \sigma^2(m_i) &= \frac{\sigma_i^2}{N_i} & \sigma^2(m) &= \sum_{i=1}^n P_i^2 \sigma^2(m_i) = \sum_{i=1}^n P_i^2 \frac{\sigma_i^2}{N_i} & \sigma^2(m) &= \sum_{i=1}^n P_i^2 \sigma^2(m_i) = \sum_{i=1}^n P_i^2 \frac{\sigma_i^2}{N_i} \\
 E_i^2 &= k^2 \sigma^2(m_i) = k^2 \frac{\sigma_i^2}{N_i} = t^2 \frac{s_i^2}{N_i} & e &= \frac{E}{m} 100\% & e_i &= \frac{E_i}{m_i} 100\%
 \end{aligned}$$

A, superficie provincial.
A_i, superficie del estrato *i*.
n, n° de estratos.
T_i, tamaño de la población en el estrato *i*; $T_i \rightarrow \infty$
N_i, tamaño de la muestra en el estrato *i*.
 μ , media poblacional de *Vcc*
 μ_i , idem. En el estrato *i*.
 m , media muestral de la variable *Vcc*.
 m_i , idem en el estrato *i*.

σ_p^2 , varianza poblacional de *Vcc* en el estrato *i*.
 s_p^2 , cuasi-varianza muestral de *Vcc* en el estrato *i*.
 δ_p , coeficiente de variación muestral de *Vcc* en el estrato *i*.
 E_p , error absoluto en la estimación de *m_i*.
 E , error absoluto en la estimación de *m*.
 e_p , error relativo en la estimación de *m_i*.
 e , error relativo en la estimación de *m*.

Figura 2. Cálculo de errores en el Segundo Inventario Forestal Nacional (Fuente: ICONA, 1990)

formulación de propuestas valoradas de acción, mediante un análisis DAFO (Debilidades-Amenazas-Fortalezas-Oportunidades) que ayude a realizar un análisis interno del sistema comarcal y un análisis externo que ayude a definir oportunidades y limitaciones al desarrollo comarcal (GÓMEZ OREA, 1993; FERNÁNDEZ MANSO *et al.*, 1996).

El plan de participación social persigue la implicación directa de los agentes socioeconómicos en el conocimiento, valoración, prevención y corrección de los problemas ambientales. Se pretende establecer un vínculo de comunicación entre ciudadanos y administración local en materia medioambiental, a través de una verdadera colección de instrumentos de participación.

EL DISEÑO DE INVENTARIOS FORESTALES

Vamos a tratar de analizar el papel que puede jugar la información extraída del IFN2 (y sucesivos, IFN3) en la realización de una planificación forestal comarcal adecuada y cómo aprovechar esta información en el diseño de inventarios forestales.

Como ya indicamos, la unidad territorial básica de información en el IFN2 y IFN3 sigue siendo la provincia, no obstante, el poder trabajar con los datos de inventario procesados a nivel de parcela de una malla de 1 km x 1 km nos permite conseguir resultados a otros niveles (comarca, región, cuenca hidrográfica, municipio, etc.)

El diseño del IFN permite asegurar que con esa intensidad de muestreo (1 parcela/100 ha) se va a obtener un error relativo en la estimación del total del volumen maderable con corteza de todas las especies de una provincia de menos del 10% con un coeficiente de confianza del 95% (suponiendo un coeficiente de variación para esta variable del 130%). El estudio de errores que se realiza en el IFN2 es el clásico de muestreo estratificado (Figura 2).

Según lo expuesto hasta ahora y suponiendo que la unidad comarca es inferior a la unidad provincia, no podríamos asegurar con esa intensidad de muestreo (1 parcela/100 ha) la obtención de unos resultados aceptables (error relativo de menos del 10% con un coeficiente de confianza del 95%) en la determinación del volumen maderable con corteza. Por tanto, lógicamente, la utilización directa de las medias muestrales por estratos, para la determinación de la media poblacional a nivel comarcial, puede revestir importantes errores. Sin embargo, disponer de los datos de inventario procesados a nivel de parcela nos permite utilizarlos en los dos niveles de análisis que proponemos a continuación.

Nivel 1. Muestreo piloto. Cálculo de las especificaciones de inventario forestal

En este nivel tratamos de realizar el diseño de inventario forestal comarcial tipo. Se trata de calcular las especificaciones de inventario por estrato comarcial. Para realizar esta labor debemos poner en marcha las siguientes fases:

a) Elaboración de una cartografía comarcial de estaciones forestales

Se realizará a escala 1:50.000 sobre un sistema de información geográfica tipo

ArcInfo 8.1. Este análisis tiene por objeto efectuar una propuesta de estratificación de las masas forestales que nos dé como resultado una división de la población en unidades más homogéneas (coeficientes de variación menores) que nos permita reducir los errores estimados.

Las principales variables analizadas para efectuar esta estratificación pueden ser (Ejemplos Figuras 3 y 4):

- variables fisiográficas: orientación, pendiente, altitud, etc.
- variables edáficas: litología, suelos, etc.
- variables bioindicadoras: tipo principal de masa, estrato matorral/arbustivo, etc.
- variables de masa: distintos índices de densidad, calidad de estación, etc.

b) Filtrado y procesado de las parcelas del IFN2 por estrato

Para esta fase proponemos la utilización de la aplicación informática BASIFOR (Río *et al.*, 2001) (aplicación informática para el manejo de bases de datos del IFN2), que nos permite aplicar un conjunto de filtros a través de distintas variables de masa y de localización y obtener los resultados procesados para esa selección de parcelas.

c) Validación de los estratos propuestos. Análisis de varianza

Para efectuar el estudio de las estratificaciones propuestas debemos realizar un análisis de la varianza mediante un Test-F que nos indicará la validez de la descomposición en estratos (Tabla 1). Lo podemos efectuar de forma individual, variable a variable, y de forma conjunta. Debemos tener en cuenta que la atomización en numerosos estratos no conduce a una solución óptima, por tanto la estrati-

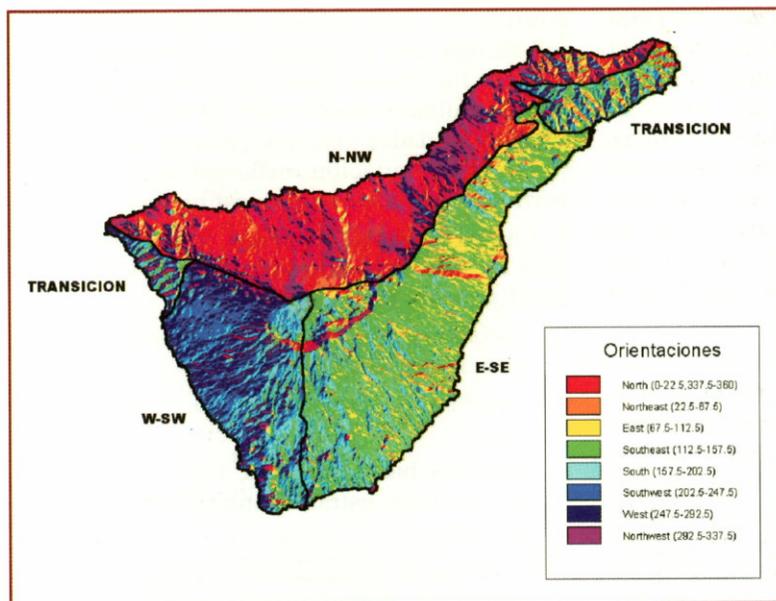


Figura 3. Mapa de orientaciones. Inventario forestal de masas de repoblación de *Pinus canariensis* Sweet en el archipiélago canario (2001). Isla de Tenerife

elaboración del catálogo definitivo de estratos comarcales se debe determinar cuál es el objetivo (u objetivos) del inventario y qué superficies tratamos de inventariar.

Nivel 2. Simulación de poblaciones. Diseño de inventario forestal

Los procesos de simulación de poblaciones a partir de los datos obtenidos tras la estratificación de la población y selección de las parcelas del IFN2 pertenecientes a cada estrato, son especialmente útiles desde dos perspectivas distintas:

ficación debe consistir en un proceso de selección de variables, intersección y síntesis.

Si la descomposición en estratos es válida (test positivo), la expresión del error para una probabilidad del 95% se reduce (ya que $S_R < S_r$) a:

$$\pm t \frac{S_R}{m\sqrt{N}} 100\% < \pm t \frac{S_T}{m\sqrt{N}} 100\%$$

d) Diseño de inventario para los estratos propuestos

De los estratos validados anteriormente obtendríamos a partir del procesado de las parcelas, una serie de valores característicos que nos determinan el número de parcelas y la malla de inventario a utilizar en cada uno de los estratos. Junto a la

- Nos ofrecen un procedimiento de cálculo semiautomático de las especificaciones de inventario forestal mediante técnicas de simulación y análisis geoestadístico.
- Nos obligan a realizar hipótesis de distribuciones espaciales y diamétricas de los pies, basadas en los conocimientos intrínsecos de la especie (en cuanto a desarrollo natural en la masa) y extrínsecos (en cuanto a la selvicultura aplicada en las masas). En definitiva, estas simulaciones requieren haber adquirido unos conocimientos profundos de las poblaciones de estudio, aspecto, por otra parte, necesario siempre, antes de acometer cualquier tipo de inventario forestal.

La metodología propuesta consta de las siguientes fases o procesos:

1) **Selección de parcelas del IFN2** pertenecientes a cada estrato validado estadísticamente: este proceso puede ser llevado a cabo mediante las opciones de filtrado del programa BASIFOR, o bien de forma directa a través del análisis efectuado con el sistema de información geográfica (ya que los estratos se han definido a través del análisis geoestadístico efectuado).

2) **Proceso de datos mediante la herramienta informática BASIFOR:** cálculo del número de pies por hectárea, área basimétrica por hectárea, diámetro medio cuadrático, volumen por hectárea (podemos en este caso introducir en el programa alguna tarifa calculada para las masas objeto de estudio o utilizar por defecto las tablas de cubicación del IFN2), medias muestrales y coeficientes de variación muestral de las variables principales de cada uno de los estratos definidos.

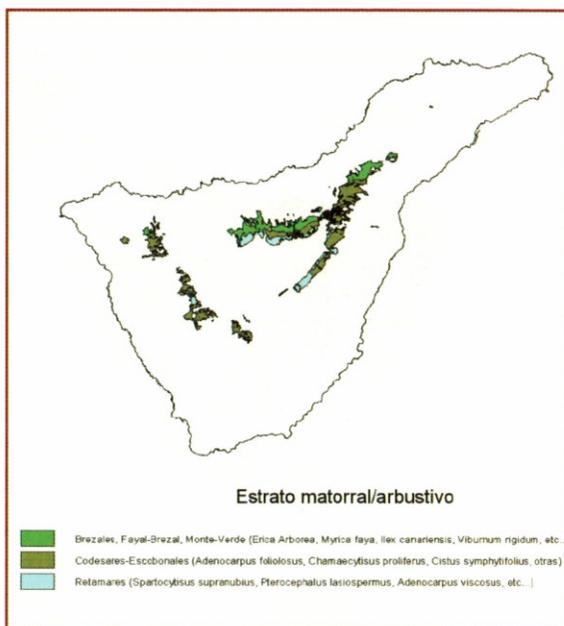


Figura 4. Mapa Vegetación: Estrato matorral/arbustivo. Inventario forestal de masas de repoblación de *Pinus canariensis* Sweet en el archipiélago canario (2001). Isla de Tenerife

Tabla 1. Análisis de varianzas en muestreo estratificado

Origen de variación	Grados de libertad	Varianza ¹⁾
Variación total	N-1	$s_T^2 = \frac{\sum_{i=1}^N Vcc_i^2 - m \sum_{i=1}^N Vcc_i}{N - 1}$
Variación entre estratos	n-1	$s_E^2 = \frac{\sum_{j=1}^n N_j m_i^2 - m \sum_{i=1}^N Vcc_i}{n - 1}$
Variación residual	N-n	$s_R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N Vcc_i^2 - \sum_{j=1}^n N_j m_i^2}{N - n}$

1) Test (positivo) $F < \frac{s_E^2}{s_R^2}$ ($s_E^2 > s_R^2$)

3) Preparación de la fase de simulación de distribución diamétrica:

para facilitar el proceso de simulación diamétrica puede resultar ventajoso el ajuste de una función Weibull de 3 parámetros a las distribuciones diamétricas de cada estrato. Esta función de distribución de probabilidades (WEIBULL 1951), dada su gran plasticidad, ha sido frecuentemente utilizada para simular distribuciones diamétricas de rodales (MATNEY Y SULLIVAN, 1982; BAILEY Y ALEIXO DA SILVA, 1988; ZARNOCH *et al.*, 1991; CONDES, 1997; ALVAREZ, 1997). Diversos autores (LEDUC *et al.*, 1999) proponen como método alternativo de ajuste a distribuciones diamétricas en rodales no intervenidos, técnicas de modelización de redes neuronales (basadas en los teoremas de CYBENKO, 1989; SUN Y CHENEY, 1992; LIGHT, 1992) frente a las clásicas que utilizan funciones paramétricas, argumentando que la función de Weibull puede en ocasiones estimar de forma defectuosa los extremos y compensar erróneamente los valores medios, provocando, en definitiva, desajustes que se manifestarán de forma evidente en las estimaciones finales de volumen.

4) Preparación de la fase de simulación de distribución espacial:

es imprescindible realizar un análisis previo del modelo de distribución espacial que vendrá determinado por factores intrínsecos (naturaleza de la especie, estado de desarrollo, composición, etc.) y extrínsecos (origen de la masa, selvicultura aplicada, ocurrencia de desastres naturales/artificiales, etc.)

5) Simulación de la distribución espacial y diamétrica:

los procesos de simulación pueden realizarse de

forma dependiente o independiente. En el primer caso se tiene en cuenta la probable correlación existente entre distribuciones espaciales y diamétricas (los pies se distribuyen en el espacio también en función de su diámetro). Todo depende, en definitiva, del nivel de información que tengamos de las masas objeto de estudio. CONDÉS Y MARTÍNEZ MILLÁN (2001) realizan una simulación de rodales de *Pinus sylvestris L.* en la provincia de Segovia, considerando distribuciones espaciales y diamétricas independientes.

La simulación puede realizarse a través de un proceso aleatorio de generación de puntos bidimensionales (x,y) de acuerdo a distintos modelos de distribución. Este proceso se puede realizar con una herramienta adecuada de análisis estadístico como S+ (Spatial Stats), que presenta además una extensión de análisis geoestadístico incorporada al sistema de información geográfica ArcInfo. De esta forma trabajamos con una completa herramienta informática de análisis geográfico y geoestadístico. Los modelos básicos, que por defecto incorpora S+ son: *Poisson*, *Binomial*, *SSI* (Sequential Spatial Inhibition), *Strauss* y *Cluster*. Si existe alguna evidencia acerca de un patrón de regularidad en la distribución de los pies, podemos utilizar un proceso *SSI* para simular el espacio bidimensional; este proceso aleatorio solamente "inhibe" la presencia de pies en un radio dado, desde cada elemento, o bien podríamos realizar un proceso *Strauss* (BYTH Y RIPLEY, 1980), que se diferencia del anterior en que se permite que un porcentaje determinado de pies se encuentren dentro de ese radio de inhibición. Por último,

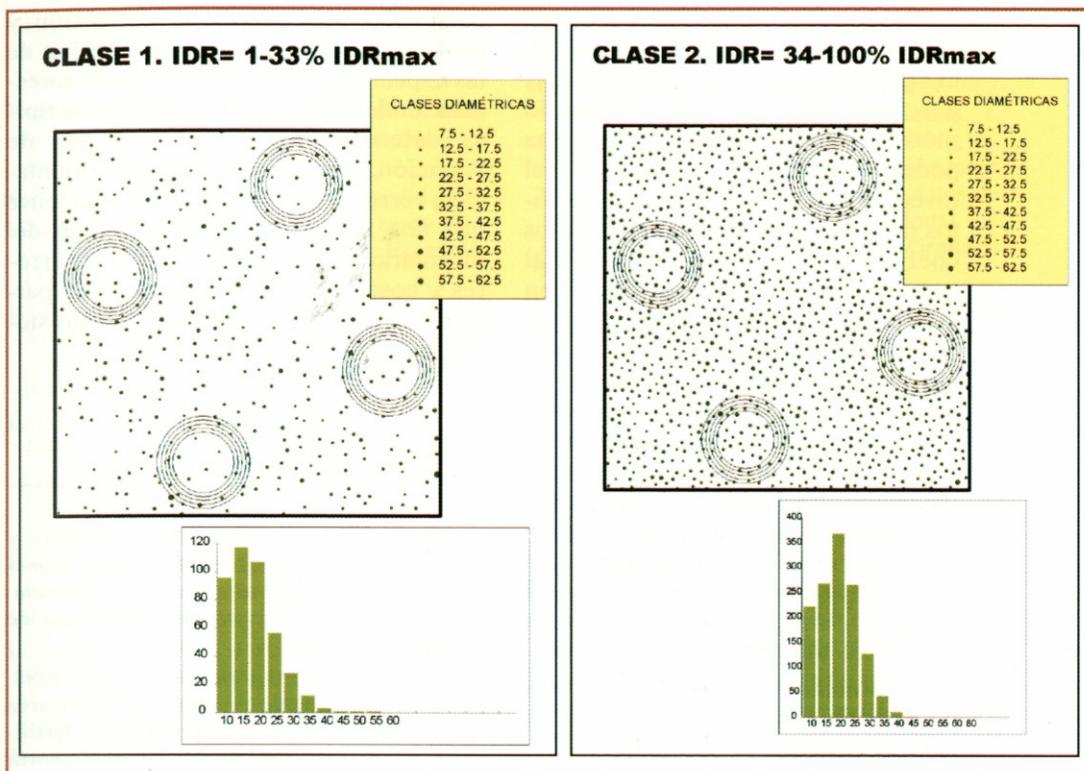


Figura 5. Simulación de rodales en dos estratos correspondientes a clases de densidad distinta (IDR: Índice de Reineke). Inventario forestal de masas de repoblación de *Pinus canariensis* Sweet en el archipiélago canario (2001). Isla de Tenerife

el proceso *Cluster*, equivale a una distribución de Poisson por agregados (*Poisson parent-daughter process*), donde podemos introducir el número medio de pies del agregado y el radio máximo de ocupación espacial.

Por último se realiza la simulación de la distribución diamétrica mediante un proceso aleatorio realizado a partir de la función ajustada y se asignan los diámetros a la relación de posiciones (x,y) de forma aleatoria (distribuciones independientes) o a través de un modelo ensayado (distribuciones dependientes).

6) **Simulación de inventario forestal:** el resultado del proceso anterior es, en definitiva, un conjunto de puntos cuyas posiciones (x,y) son conocidas y que además constan de un atributo que es el diámetro normal. Esto se traduce en el sistema de información geográfica en una cobertura de puntos con una base de datos asociada a la que podemos añadir nuevos campos calculados como área basimétrica, volumen con corteza calculado a partir de una tarifa construida para la comarca, etc. Sobre esta cobertura y utilizando el sistema de información geográfica podemos superponer la

malla de muestreo que hemos calculado a partir del análisis realizado en el segundo proceso de la metodología descrita. Con la ayuda de un sencillo módulo de programación del sistema podemos simular la realización del inventario forestal, ensayando distintos radios de parcela, y calculando los coeficientes de variación muestral correspondientes. Como es bien conocido, tamaño de parcela (a) y coeficiente de variación (δ), se relacionan a través de la expresión $\delta = k a^{-b}$, donde k y b son coeficientes a investigar (FREESE, 1961; LINDGREN, 1984). Basta con ajustar una curva potencial (comparable a la propuesta por Freese) a la nube de puntos (a , δ) para cada estrato, generada por repetición de inventario y variación del tamaño de parcela (CONDÉS Y MARTÍNEZ-MILLÁN, 2001).

Finalmente si disponemos de una función de costes según tamaño de parcela (estudio de rendimientos en la fase de apeo de parcelas) podemos calcular a partir de la función anterior la solución de tamaño óptimo de parcela que minimice costes.

7) Especificaciones de inventario forestal: mediante esta metodología de trabajo obtenemos finalmente todos los valores característicos para el correcto diseño del inventario forestal: definición de estratos, tamaño de muestra y lado de malla y tamaño de parcela, junto con toda una colección de variables dasométricas calculadas por estrato y que describen de forma precisa las masas objeto de estudio.

A modo de conclusión se pone de manifiesto la utilidad del IFN2 en el diseño de inventarios forestales a nivel

comarcal, proponiendo su utilización y análisis no sólo para la determinación de las especificaciones del inventario forestal a modo de muestreo piloto con la típica determinación de coeficientes de variación, sino para realizar una orientación correcta por medio de simulaciones que nos lleven a una optimización del inventario en cuanto a reducción de errores y costes (equilibrio): tamaño de parcela, intensidad de muestreo, progresiones, estratificación, etc. 

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J.G. 1997. *Análisis y caracterización de las distribuciones diamétricas de Pinus pinaster Aiton en Galicia*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- BAILEY, R.L.; ALEIXO DA SILVA, J.A. 1988. Compatible models for survival basal area growth and diameter distributions of fertilized slash pine plantations. *'Forest growth modelling and prediction' proceedings*. pp. 538-546.
- CONDÉS, S. 1997. *Simulación de parcelas arboledas con datos del Segundo Inventario Forestal Nacional*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J. 2001. Optimización del tamaño de la parcela de muestreo mediante simulación del Inventario Forestal. *III Congreso Forestal Español, Granada*. III. pp. 21-27.
- CYBENKO, G. 1989. Approximation by superpositions of a sigmoidal function. *Mathematical Control Systems* 2, 303-314.
- DGCONA. 1998. *Segundo Inventario Forestal Nacional. 1986-1996. España*. DGCONA. Ministerio de Medio Ambiente. 337 pp.
- DUBOURDIEU, J. 1997. *Manuel d'aménagement forestier*. Office National des Forêts. Paris. 243 pp.
- FERNÁNDEZ MANSO, A.A.; ZAN GÓMEZ, M.M.; GUERRA VELASCO, J.C. 1996. La planificación forestal sostenible en el marco comar-

- cal. *I Congreso Forestal Hispano Luso. II Congreso Forestal Español*. Pamplona. Mesa 2, pp. 1591-1595.
- FREESE, F. 1961. Relation of plot size to variability: an approximation. *Journal of Forestry*, sept 679.
- GÓMEZ OREA, D. 1994. *Ordenación del territorio. Una aproximación desde el medio físico*. Madrid. Editorial Agrícola Española. ITGE. 238 pp.
- ICONA. 1990. *Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y Métodos. 1986-1995*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 174 pp.
- LEDUC, D.J.; MATNEY, T.G.; BALDWIN, C. 1999. Diameter distributions of longleaf pine plantations. A neural network approach. *Proceedings of the Second Longleaf Alliance Conference*. Charleston. pp. 112-114.
- LIGHT, W.A. 1992. *Ridge functions, sigmoidal functions and neural networks. Approximation theory*. Academic Press. New York.
- LINDGREN, O. 1984. *A study on circular plot sampling of Swedish forest compartments*. Report 11. Swedish University of Agricultural Sciences. Section of Forest Mensurations and Management. 153 pp.
- MATNEY, T.G.; SULLIVAN, A.D. 1982. Compatible stand and stock tables for thinned loblolly pine stands. *Forest Science* 28(1):161-171.
- RÍO, M. DEL; RIVAS, J.; CONDÉS, S.; MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; MONTERO, G.; CAÑELLAS, I.; ORDÓÑEZ, C.; PANDO, V.; SAN MARTÍN, R.; BRAVO, F. 2001. BASIFOR: aplicación informática para el manejo de bases de datos del segundo inventario forestal nacional. *III Congreso Forestal Nacional*. Granada. Mesa 4, pp. 49-54.
- RIPLEY, B.D.; BYTH, K. 1980. On sampling spatial patterns by distance methods. *Biometrics* 36, 279-284.
- RUIZ DE LA TORRE, J. 1990. *Mapa Forestal de España. Escala 1:200.000. Memoria General*. Madrid. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- SUN, X.; CHENEY, E.W. 1992. The fundamentals of sets of ridge functions. *Aequationes mathematicae* 44, 226-235.
- WEIBULL, W. 1951. A statistical distribution function of wide applicability. *Journal of Applied Mechanics* 18, 293-297.
- ZARNOCH, S.J.; FEDUCIA, D.P.; BALDWIN, C.; DELL, T.R. 1991. *Growth and yield model predictions for thinned and unthinned slash pine plantations on cut over sites in the west gulf region*. USDA SOFES. 32 pp.

Modelización forestal a partir de los datos del Inventario Forestal Nacional

N. CAÑADAS; F. BRAVO
y G. MONTERO

INTRODUCCIÓN

Un modelo es una abstracción o representación simplificada de la realidad. Esta abstracción puede expresarse de forma gráfica, verbal o matemática. En este último caso representado por un conjunto de ecuaciones, tablas o programas informáticos. Cuando se hace referencia a un modelo forestal de crecimiento y producción, se está hablando, habitualmente, de un modelo matemático, que generalmente integra una serie de ecuaciones, y cuyo objetivo fundamental es la proyección en el tiempo de la evolución de una masa o, al menos, de algún aspecto de su dinámica, pudiendo incorporar las intervenciones intermedias que se efectúen sobre ella. Dichos modelos constituyen herramientas muy útiles para la gestión forestal, al proporcionar un medio que permite predecir producciones futuras y, muchas veces, explorar opciones selvícolas alternativas.

Como la evolución de una masa (y específicamente, de cada uno de sus integrantes: los árboles) está ligada a su crecimiento, las ecuaciones que expresan específicamente algún aspecto de crecimiento de la misma, o de cada árbol, son las que se consideran “ecuaciones clave” o “ecuaciones de paso” (son las que llevan el sistema desde

un momento cualquiera t_1 a otro momento t_2) en los modelos. Las demás expresiones que hayan de establecerse se pueden denominar "de estado", puesto que estimarán más variables referidas a cada árbol o a la masa en su conjunto, a partir de los valores que tomen las primeras, pero ya en un mismo punto del tiempo, o momento dado.

Existe una gran diversidad de modelos, y junto a ellos, una gran variedad de clasificaciones. Una de las más frecuentes es la que distingue los modelos según la unidad básica de modelización; así se distingue entre modelos de rodal completo, de clase de tamaños (habitualmente clases diamétricas) y modelos de árbol individual (MUNRO, 1974; VANCLAY, 1994). La complejidad de la elaboración y la versatilidad en el uso corre pareja, de modo que los modelos más complejos de desarrollar, que son los de árbol individual, son a su vez los que permiten que el usuario obtenga una información más completa. Por otra parte, los modelos de producción forestal deben ser simples, biológicamente consistentes, acordes con la teoría del crecimiento forestal y predecir respuestas razonables a la simulación de tratamientos selvícolas (VANCLAY *et al.*, 1996).

Modelos de rodal completo

En este tipo de modelos, se considera la masa o rodal como unidad primaria de modelización, estimándose su evolución a partir de características medias o dominantes de la misma (edad media, diámetro medio cuadrático, altura dominante, etc): son las que se denominan variables de masa. Dentro de estos modelos se incluyen las tradicionales **tablas de producción**: un tipo de modelos simples y sencillos que fueron desa-

rollados ampliamente cuando los medios informáticos con que se contaba eran inexistentes o escasos, no permitiendo abordar el establecimiento de relaciones más complejas. Su sencillez, y su fácil comprensión y manejo junto con la escasez de datos más completos ha facilitado que en muchos casos sean los únicos modelos disponibles para los gestores forestales. Las características comunes a todos los tipos de tablas de producción son que están referidas a masas puras, homogéneas y coetáneas, y que proporcionan estimaciones medias de ciertas variables de masa con la edad, pero según un número de clases de calidad de la estación discretas y preestablecidas. Las más antiguas se elaboraban exclusivamente para la estimación de la producción de volúmenes de madera en masas o rodales 'normales' o de espesura completa. Posteriormente, las tablas de selvicultura variable o de referencia, introdujeron ciertos factores correctores en las anteriores según diversos grados de densidad de las masas, que se obtenían a partir de experiencias de claras, y de mediciones realizadas en parcelas de distintas densidades. Existe una amplia bibliografía que aborda el tema de los métodos utilizados en la realización de tablas de producción (ver por ejemplo: SPURR, 1952; DECOURT, 1972; HAMILTON Y CHRISTIE, 1971; BARTET Y BOLLIET, 1976; PARDÉ Y BOUCHON, 1988), y también existe amplia bibliografía sobre las tablas de producción elaboradas para masas españolas (ROJO Y MONTERO, 1994; MADRIGAL *et al.*, 1999).

En las tablas de producción, la ecuación clave que determina el crecimiento del rodal en su conjunto viene definida habitualmente a partir de la evolución en el tiempo de la altura dominante H_0 del rodal (modelos de calidad de estación): para predecir la altura dominante en un momento t_2 futuro, partimos de los datos

de edad y altura dominante en el momento t_1 actual. Una vez conocido el valor de H_0 para t_2 , se establecen las relaciones "de estado", capaces de describir el resto de variables de masa para el rodal en el momento t_2 -a partir de variables ya estimadas (H_0) o fijadas por nosotros (por ejemplo, el número de pies por hectárea, N): son las llamadas "relaciones fundamentales" en la construcción de las tablas de producción.

En la actualidad, los modelos de rodal completo que se están desarrollando distan bastante de las primigenias tablas de producción. Los modelos más recientes incorporan ya explícitamente expresiones de las distribuciones diamétricas del rodal, que constituyen formas de proyección de éste a lo largo del tiempo: **modelos de distribuciones diamétricas** (revisan el tema con profundidad CONDÉS, 1997, RÍO, 1998 o GARCÍA GÜEMES, 1999). Esto permite obtener simultáneamente una estimación de la producción global del rodal y de su forma de distribución, y flexibiliza el dominio de aplicación de los modelos, ampliándolo a masas de ciertas estructuras -cualesquiera que sean capaces de representar los modelos matemáticos de distribución¹, y de cualquier densidad.

Modelos de tipo árbol individual

En los modelos de árbol individual, se toma directamente como unidad de modelización cada árbol integrante del rodal, considerando su crecimiento individual y sus características particulares, y obteniendo después, mediante procesos agregativos, la descripción o estimación

de la evolución y estados del rodal completo. Los modelos de tipo árbol nacen al amparo de las modernas técnicas informáticas, y ante la necesidad de paliar ciertas insuficiencias de los modelos de tipo masa (resultados demasiado globales, rigidez en cuanto a su manejo,...) que dificultan su aplicación en masas de estructura compleja, mixtas o disetáneas. En conjunto, este tipo de modelos aporta información bastante detallada de cualquier sistema; pero a cambio, su construcción y empleo efectivos presenta el inconveniente de requerir unos datos de partida más completos que en el caso de los modelos de tipo masa. Cuando el conjunto de datos requerido no está disponible en los inventarios, su obtención *a posteriori* supone normalmente un elevado coste adicional. Sin embargo, en general se pretende que los datos que deba obtener el usuario para manejar este tipo de modelos no sea muy diferente de los que de forma habitual se obtienen para proyectos de ordenación o para planificación de intervenciones selvícolas.

En los modelos de tipo árbol, la ecuación clave siempre presente suele ser un modelo de crecimiento en diámetro o en sección normal del árbol individual. A veces, está también presente un modelo de crecimiento en altura aunque, casi siempre, ésta se puede obtener para el momento t_2 , a partir de una simple relación altura-diámetro. Si embargo la gran variabilidad de esta relación hace que para obtener buenas predicciones sea preciso disponer de modelo de crecimiento en altura. En ocasiones, en ese tipo de relaciones altura-diámetro aparece también la altura dominante de la masa como variable independiente (MONNESS, 1982; ZHANG *et al.*, 1997; CAÑADAS *et al.*, 1999), pasando entonces el modelo de evolución de altura dominante (o de calidad de estación) a convertirse en "ecuación de paso". Otro aspecto importante es

¹ aunque normalmente, en la práctica, suelen limitarse a masas regulares y semirregulares.

poder predecir la tasa de mortalidad o supervivencia ya que la hipótesis de que la mortalidad natural no existe o es insignificante es en muchos casos arriesgada. En raras ocasiones, la ecuación clave es directamente una expresión del crecimiento en volumen.

El crecimiento que experimenta un árbol a partir de un momento dado depende tanto de factores internos -genotipo, fenotipo, edad- como de factores externos: estación en que se encuentre, y competencia a que se vea sometido. Todo ello ha de venir reflejado en la expresión matemática del crecimiento. En el caso de la competencia, ésta aparece expresada mediante índices (de competencia inter-árboles), concebidos como maneras de manifestar las limitaciones que imponen el resto de individuos al desarrollo de cada árbol en su pugna por los recursos del medio y por la ocupación del espacio. Según su expresión, los modelos de tipo árbol se dividen a su vez en modelos de tipo árbol dependientes de la distancia, y modelos de tipo árbol independientes de la distancia.

En los modelos de tipo árbol dependientes de la distancia, cada árbol de un rodal se localiza por un sistema de coordenadas espaciales. A partir de ahí, su crecimiento se considera condicionado a sus propias características, a las características de sus vecinos, y al 'espacio vital' del primero o a la relación espacial y de tamaño existente entre todos ellos. La gran cantidad de índices de competencia que surgen y evolucionan asociados al desarrollo de estos modelos, se han agrupado de forma general, según los distintos criterios adoptados en la definición de la competencia, del siguiente modo (OTTORINI, 1978; DANIELS *et al.*, 1986; TOMÉ Y BURKHART, 1989, BRAVO *et al.*, 2001):

a) Índices de razón del tamaño ponderado por la distancia: consisten en los

sumatorios de las razones de alguna dimensión de un árbol entre la de cada uno de sus competidores, y ponderados por una función de la distancia que separa al árbol de su competidor.

b) Índices de solapamiento de áreas, basados en la definición del área de influencia del árbol sujeto y de sus competidores: todo árbol cuyo área de influencia solapa con la del árbol dado, se considera su competidor. Diferentes definiciones de áreas de influencia, medidas de solape y el uso de distintas ponderaciones en la suma de los solapes, definen distintos índices.

c) Índices de área potencialmente disponible: consiste en la delimitación alrededor de un árbol de su área disponible, área que habitualmente toma forma de polígono en función de la situación y dimensiones de los árboles vecinos. El área de este polígono, es el área potencialmente disponible para el árbol, y reflejo de su posición social respecto del resto.

El elevado costo que supone la cartografía de los árboles de un rodal para la calibración y aplicación de estos modelos junto con la incertidumbre, aún no resuelta, de si la competencia a que está sometido un árbol se puede realmente describir de manera rigurosa mediante la sola consideración de la influencia de alguna dimensión de los pies vecinos, y sin tener en cuenta ninguna otra del resto de la masa -que puede venir dada, por ejemplo, a través de las raíces- (STIELL, 1970), ha conducido al planteamiento y desarrollo de los modelos de tipo árbol independientes de la distancia. En este tipo de modelos, la masa viene definida y caracterizada por una lista de árboles con sus dimensiones, sin hacer referencia a su localización espacial. La competencia en este

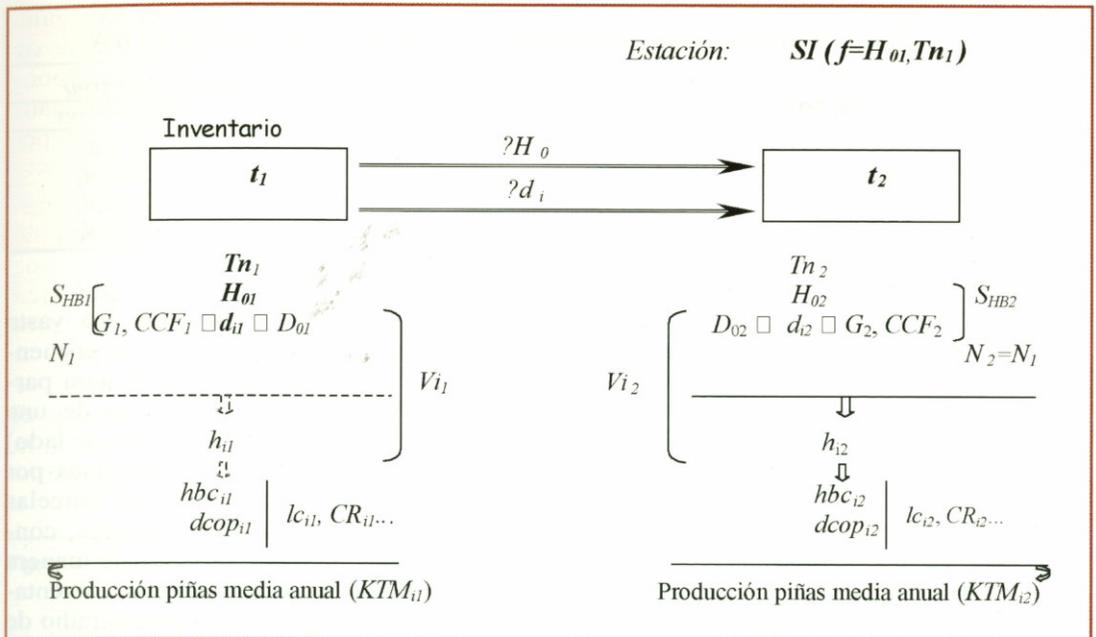


Figura 1. Modelo de crecimiento y producción tipo árbol individual para una masa regular. t_1 y t_2 marcan los dos momentos entre los que transcurre el desarrollo del modelo; los subíndices 1 y 2 en las variables se refieren a cada uno de ellos. Las líneas y flechas discontinuas indican la posibilidad que ciertas variables puedan obtenerse a partir de otras, o bien puedan ser medidas directamente (en t_1 o fase de inventario). Las líneas y flechas de trazo continuo marcan la vía imprescindible que es necesario seguir para obtener las variables que apuntan. En negrita, las variables mínimas que es preciso medir durante el inventario. Tn = edad de los árboles dominantes; H_0 = altura dominante; d_i = diámetro del árbol i ; D_0 = diámetro dominante; CCF = factor de competencia de copas; G = área basimétrica; SHB = espaciamiento de Hart-Becking; N = pies por hectárea; H_i = altura del árbol i ; hbc_i = altura de la base de la copa del árbol i ; $dcop_i$ = diámetro de copa del árbol i ; lc_i = longitud de copa del árbol i ; CR_i = crown ratio; KTM_i = kilos de piña media por año; V_i = volumen maderable en pie del árbol i

caso viene dada por el conjunto de la masa (no sólo de los vecinos), expresándose a través de las dos siguientes:

- medidas de la densidad: área basimétrica (G); índice de densidad de Reineke (SDI); factor de competencia de copas (*Crown Competition Factor*: CCF); factor de espaciamiento de Hart-Becking (S_{HB}); etc, y
- expresiones que reflejan el *status* o posición social de un árbol en el rodal: entre los más sencillos de este grupo se encuentran relaciones entre el diámetro de un árbol (d) y el diá-

metro medio o dominante de la masa (D_0): (d/D_0) ; entre el diámetro del árbol y la altura dominante del rodal (H_0): (d/H_0) ; área basimétrica que suman los pies cuyo diámetro es superior a del árbol dado...(G_{sup_i}), competencia de copas a la altura del árbol considerado o CCH : *Crown Competition at Height* (STAGE, 1973; WYKOFF *et al.*, 1982; ARNEY, 1985; WYKOFF, 1990; QUICKE *et al.*, 1994; HUANG Y TITUS, 1995; LEJEUNE, 1996; STERBA Y MONSERUD, 1997, BRAVO *et al.*, 2001).

Tabla 1. Diámetros mínimos inventariables según las parcelas concéntricas del IFN

Distancia del árbol <i>i</i> al centro de la parcela (<i>m</i>)	Radio de la parcela correspondiente (<i>m</i>)	Diámetro mínimo inventariable (cm)	
		Pies menores	Pies mayores
$l_i \leq 5$	5	$2,5 < d_i < 7,5$	$7,5 \leq d_i$
$5 < l_i \leq 10$	10	-	$12,5 \leq d_i$
$10 < l_i \leq 15$	15	-	$22,5 \leq d_i$
$15 < l_i \leq 25$	25	-	$42,5 \leq d_i$

Estos modelos suponen un compromiso entre los modelos de masa y los de tipo árbol dependiente de distancias. Se basan en cada árbol individual, pero globalizan la masa para expresar su influencia sobre cada pie.

Como ejemplo de modelo independiente de distancias, se muestra un esquema del desarrollado por CAÑADAS (2000) para *Pinus pinea* en el Sistema Central (Figura 1). En este modelo, las ecuaciones de crecimiento o "de paso" desde el momento t_1 hasta el momento t_2 son dos ecuaciones capaces de predecir, de un lado, el crecimiento en diámetro de cada árbol individual, y, de otro, la evolución de la altura dominante. El resto de variables vienen inferidas a través de ecuaciones "de estado", que sirven para obtener datos interesantes para el gestor, y pueden funcionar como variables independientes dentro de las ecuaciones "de paso".

CONSIDERACIONES SOBRE EL EMPLEO DE LOS DATOS DEL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL PARA LA CONSTRUCCIÓN DE MODELOS DE CRECIMIENTO

Estructura de los datos del inventario (ICONA, 1990)

El Inventario Forestal Nacional constituye un magnífico soporte como base de

datos, pues nos proporciona una vasta cantidad de información que se encuentra uniformemente distribuida (con parcelas de muestreo en vértices de una malla cuadrada de un kilómetro de lado) y por tanto, muy bien representada por todo el territorio nacional. Las parcelas están concebidas como circulares, concéntricas y de radio variable, de manera que el diámetro normal mínimo inventariable va variando con el propio radio de la parcela (Tabla 1).

En el Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2), de cada árbol inventariado se conoce la especie, posición, dos diámetros normales en cruz; altura, calidad (en gradación desde totalmente sano y vigoroso, hasta muerto), y cubicación según la forma que presente el árbol; cuando las parcelas son coetáneas (masas repobladas), viene además especificada la edad. Si se trata de árboles tipo (de los que se toman de cuatro a seis por parcela, de entre los incluidos en el círculo de 5 m de radio), existen también datos de dos diámetros de copas perpendiculares, así como de dos espesores de corteza, y dos crecimientos radiales de los últimos cinco años (todos ellos tomados según las mismas direcciones en que fueron medidos los diámetros); si los árboles son fusiformes y con altura de fuste superior a 4 m, aparece también el diámetro a esa altura; y si son bien fusiformes de troncos menores de 4 m, o bien ramificados por debajo de esa altura, se dan los diámetros fin de fuste y altura de fuste; sólo en uno de

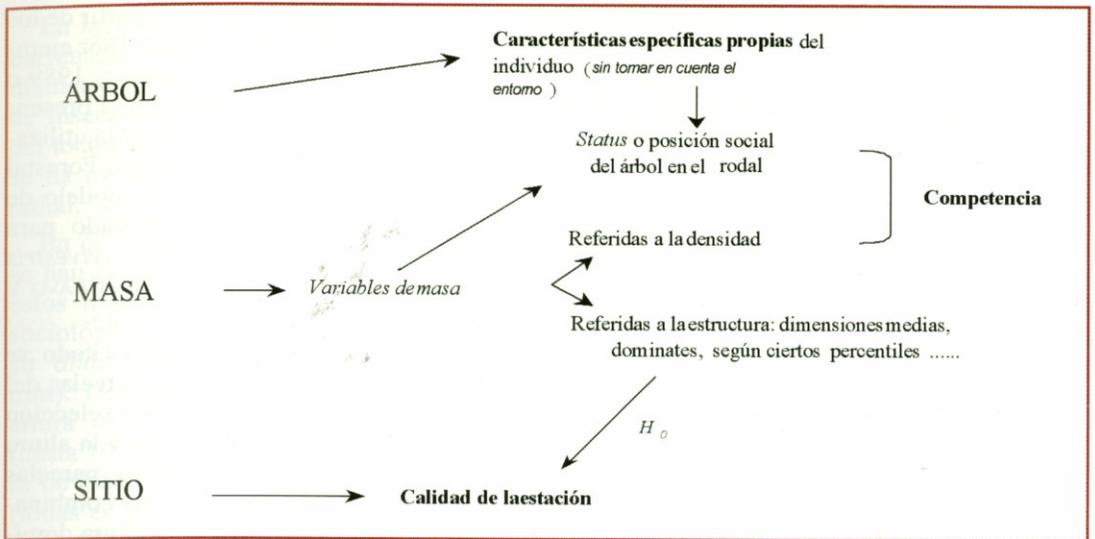


Figura 2. Esquema de los factores que determinan el crecimiento individual de un árbol integrante de un rodal

los casos anteriores (árboles fusiformes con tronco menor de 4 m), el inventario aporta también la altura del primer verticilo vivo. En cuanto a los pies menores, se dispone del número, especie, y altura media que alcanzan, tomados dentro del círculo de 5 m de radio; no aparece su localización espacial.

Limitaciones de los datos del Inventario Forestal Nacional para la elaboración de modelos forestales

Los datos disponibles condicionan de forma determinante tanto el tipo de modelo que se puede ajustar como la precisión de las predicciones que se hagan con el modelo resultante. Los datos del IFN2 tienen las siguientes características que condicionan la elección del tipo de modelo:

1. Sólo se dispone de una medición.
2. Al realizarse mediante parcelas circu-

lares y de radios múltiple es necesario estimar mediante los factores de expansión el número de árboles y su distribución diamétrica por unidad de superficie.

Ekö (1985) enumera las ventajas y desventajas de las parcelas de inventarios para la elaboración de modelos. Las **ventajas** son: (1) los datos son un muestreo objetivo de las masas forestales objeto de estudio, y (2) son un gran número de datos homogéneos bien distribuidos geográficamente y que cubren un gran número de rodales y calidades de la estación. Las **desventajas** son las siguientes: (1) los datos son medidos usualmente con menor precisión que en las parcelas experimentales, permanentes o temporales, (2) el número de árboles por parcela es pequeño, (3) los tratamientos selvícolas previos son sólo someramente conocidos y (4) las estaciones extremas están sólo representadas normalmente.

En la actualidad de forma generaliza-

da en todo el país tan sólo se dispone de los datos del IFN2. Dado que, tal como se ha descrito antes, en las parcelas del IFN2 sólo se conoce el número y la posición exacta de todos los pies mayores en el área que comprende el círculo interior de radio 5 m. Una parcela de este tamaño, independientemente de los datos disponibles de dichos árboles, no representa adecuadamente un rodal forestal de modo que el desarrollo de un modelo de crecimiento dependiente de distancias sólo podría ser aplicable para pies muy centrados en la parcela, de los que se tuviese certeza que todos los árboles mayores que le rodean han sido inventariados. En general, esto es difícil de asegurar, y parece poco lógico hacer suposiciones iniciales en modelos tan exhaustivos y detallistas como son los dependientes de la distancia.

En el caso de los modelos de árbol individual independientes de la distancia, no existe el problema de que sea necesario conocer la posición real exacta de cada uno de los árboles integrantes en la parcela. Para llegar a establecer una ecuación empírica sobre el crecimiento individual de los árboles según un modelo independiente de distancias (ecuación clave, o "de paso" del modelo), necesitamos disponer, además del dato de crecimiento de los árboles, de variables independientes que reflejen las características iniciales de los mismos, antes del período de crecimiento; de su *status* social; de la masa donde se encuentren y del medio (Figura 2).

APLICACION DE LOS DATOS DEL IFN PARA LA ELABORACIÓN DE MODELOS DE RODAL COMPLETO

En diversos países se han desarrollado (elaborado, evaluado y/o calibrado)

modelos de rodal completo a partir de los datos de inventarios forestales (por ejemplo, EKÖ, 1985, IBÁÑEZ ULARGUI, 1989 o BRAVO Y MONTERO, 2002). En el presente Capítulo se va a ejemplificar la utilización de los datos del Inventario Forestal Nacional para desarrollar un modelo de rodal completo con el elaborado para masas de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) en el Alto Valle del Ebro (BRAVO Y MONTERO, 2001 y 2002).

Para desarrollar el modelo citado se seleccionaron y visitaron 75 parcelas del IFN2 en la zona de estudio. La selección se basó en el área basimétrica y la altura dominante; de este modo las parcelas visitadas representan todas las combinaciones de área basimétrica y altura dominante encontradas. Además se utilizaron datos de árboles tipo proveniente de proyectos de ordenación de la zona, se apearon árboles dominantes y se tomaron muestras edáficas en las parcelas del IFN2.

Dado que en el área de estudio han sido habituales las cortas por huroneo o *floreos* hasta fecha relativamente reciente, en cada una de las parcelas del IFN2 visitadas se ha anotado si existían signos de que se hayan realizado *floreos*. Se han apeado dos árboles dominantes en las proximidades de las parcelas que representan las mayores densidades y alturas dominantes encontradas (23 parcelas) y se han extraído los crecimientos de dos árboles dominantes a 1,3 m de altura y en la base en otras 52 parcelas. Los datos así obtenidos sirvieron para ajustar el modelo de producción y para datar las parcelas del IFN2. No se consideró ningún criterio de ajuste entre la altura y el diámetro para la selección de los árboles pues el trabajo de campo complementario (apeo de árboles dominantes) se realizó entre 6 años (en Burgos) y un año (en Álava) después del apeo de las parcelas del IFN2.

En las parcelas donde tan sólo se han barrenado los árboles se ha medido, su diámetro normal, su altura total, de fuste, de inserción de la primera rama viva y del tocón, además a partir de los testigos se ha medido la edad y el crecimiento radial.

En el caso de las parcelas en las que se han cortado árboles se seleccionaron éstos mediante el criterio de posición sociológica y antes de su apeo se midió su diámetro normal con corteza (en mm). Después de cortado se midió su altura total, la altura total maderable (hasta 10 cm en punta delgada) y la altura de inserción de la primera rama viva (todas en m), se midió también la altura del tocón (en cm). Seguidamente se cortaron discos del árbol coincidiendo con el tocón, la sección normal, secciones de metro en metro hasta los 5,3 m y cada dos metros hasta la punta. En algunas ocasiones no se obtuvo la última sección por ser muy pequeña o haberse roto la copa. Finalmente se corto el tocón para permitir la lectura de la edad en la parte más baja del árbol.

Antes de medir las secciones de los árboles apeados en el laboratorio, se procedió a seleccionar dos radios de cada una de ellas. El proceso operativo es el siguiente (ROJO Y MONTERO, 1996): (1) se miden los diámetros mayor y menor de la sección, (2) se calcula su superficie asimilándola a una elipse y (3) se calcula el radio de la circunferencia de igual superficie que la de la sección elipsoidal. Una vez así calculado el radio se procede a: (1) buscar dos direcciones cuya distancia del centro de los anillos al borde de la sección fuese igual al radio anterior, (2) lijar estas zonas de la sección, (3) capturar mediante un escáner la imagen de los crecimientos anuales de estos radios y (4) contar semiautomáticamente el número de anillos presentes en cada radio mediante el programa WinDendro

v 6.2 (RÉGENT INSTRUMENT INC., 1997a y 1997b)

Para estudiar el comportamiento y calibrar el modelo de producción se utilizaron parcelas permanente y ensayos de claras del banco de datos del Centro de Investigaciones Forestales del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (CIFOR-INIA). Dado que en la zona fueron frecuentes las cortas por huroneo además de elaborar unas curvas de calidad fue preciso desarrollar una regla edáfica discriminante que permitiese determinar la calidad de la estación de las parcelas huroneadas (BRAVO Y MONTERO, 2001). En esta regla discriminante la textura y la capacidad de intercambio catiónico permite asignar con una alta fiabilidad (más del 66,66%) la calidad de estación de los rodales estudiados.

La forma de modelo de masa elegido fue el multiplicativo que se basa en la ley de Mitscherslich o de los factores limitantes. Estos modelos presentan además la ventaja de ser fácilmente linealizables lo que facilita la obtención de los parámetros iniciales precisos para su ajuste por métodos iterativos. Los modelos obtenidos mediante ajuste no lineal fueron los siguientes:

$$G = 0.033 * N^{-0.107} * SDI^{1.161}$$

$$V = 0.168 * SDI^{0.913} * Ho^{0.413}$$

La eficiencia de estos modelos se estudion mediante un índice (EF) propuesto por SOARES *et al.* (1995) y por VANCLAY *et al.*, (1996) y que se expresa de la siguiente forma:

$$EF = 1 - \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y}_i)^2}$$

Si el índice de eficiencia del modelo es igual a 1 indica un ajuste 'perfecto', por el contrario si es igual a cero el modelo no es mejor que una simple media y si toma valores negativos el modelo es peor que la media de los datos.

Para el modelo de área basimétrica el índice de eficiencia es igual a 0.9546 mientras que en el caso del volumen es igual a 0.4964; estos valores muestran que las variables explicativas seleccionadas y la forma multiplicativa del modelo son adecuadas para el área basimétrica. En el caso del volumen es diferente puesto que el bajo EF no es tanto achacable al modelo como a los tratamientos selvícolas aplicados en estas masas (huroneos) que han perturbado la estructura de las mismas. En la práctica esto se traduce en que el modelo sobreestima los volúmenes cuando la altura dominante y la densidad son bajas y en cambio los infraestima cuando son altas. Dado que las prácticas selvícolas actuales excluyen los huroneos es preciso calibrar el modelo para que realice adecuadas predicciones en estas condiciones selvícolas (el calibrado de modelos en realidad es siempre necesario cuando se pretenden utilizar fuera del área geográfica o bajo regímenes selvícolas diferentes de los datos con los que se elaboraron). El método tradicional de calibrado de las tablas de producción basado en la proporción entre el área basimétrica real y el área basimétrica de la tabla se aplica de forma rutinaria. Este método asume que el modelo queda inalterado en cuanto a su forma y que tan sólo se producen diferencias cuantitativas en los resultados (volumen, área basimétrica, crecimientos, ...). No siempre es cierta esta premisa, especialmente cuando existen fuertes diferencias en los tratamientos selvícolas aplicados en las masas para las que se elaboró el modelo de producción y los que se aplican en las masas en que se pretende apli-

car. Por ello en el caso que nos ocupa se recurrió a estudiar la eficiencia predictiva de los modelos de área basimétrica y de volumen para los datos de las parcelas de claras del CIFOR-INIA (BRAVO Y MONTERO, 2002). La eficiencia del modelo del área basimétrica fue igual a 0,9888 mientras que el modelo de volumen presentaba una eficiencia igual a 0,8062 (este valor es mayor que con los datos originales pero puede deberse al rango de edades, 41 a 75 años, de las parcelas de claras utilizadas). Por tanto, tan sólo se calibró el modelo de volumen. El método de calibrado utilizado (BRAVO Y MONTERO, 2002) asume que el valor real de la variable explicativa viene determinado por la expresión siguiente:

$$y = f(x) + \varepsilon + \delta$$

donde: y es el valor real de la variable, $f(x)$ es el valor estimado por el modelo, ε es el error aleatorio del modelo, y δ es el factor de calibrado que representa el 'error' derivado de utilizar el modelo fuera de su rango de construcción. Además se asume que el factor de calibrado (δ) se distribuye normalmente, tiene media conocida pero distinta de cero y varianza conocida. El valor de calibrado, o error cometido por utilizar el modelo fuera del rango (selvícola o geográfico) de elaboración puede obtenerse como función de alguna variable selvícola, presente o no en el modelo. De esta manera si los errores del modelo siguen una clara tendencia con respecto a una variable, basta aplicar esta función de calibrado para que el modelo se ajuste mejor (Figura 3). El factor de calibrado así obtenido tendrá media y desviación típica desconocida, ya que depende tanto del modelo como de la nueva situación en que se pretenda aplicar éste.

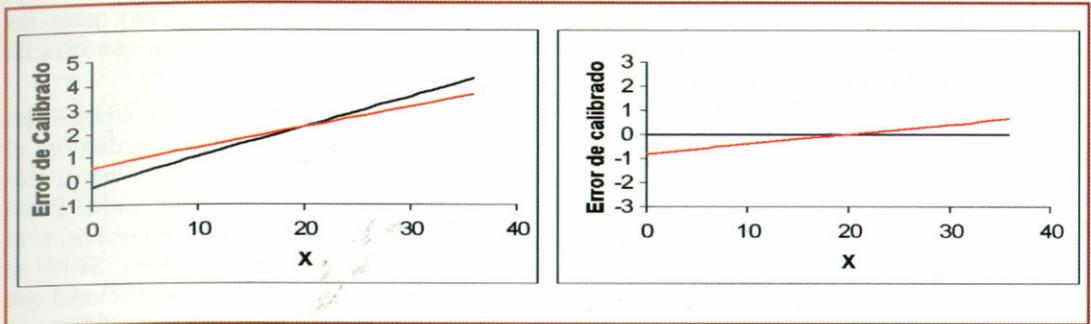


Figura 3. En la gráfica de la izquierda se muestra el valor real observado (línea negra) y el valor predicho por el modelo (línea roja). Si la predicción del modelo fuera perfecta el error cometido sería cero (línea negra de la gráfica de la derecha), pero como no es así debe corregirse con el factor de corrección que se deduce de la línea roja (gráfica de la derecha)

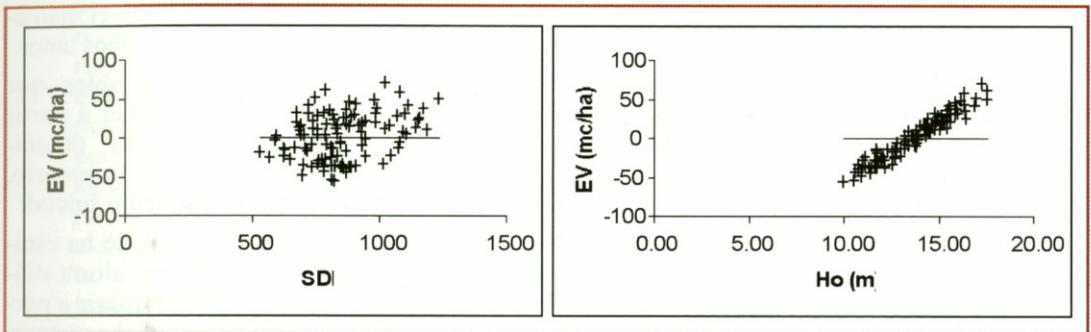


Figura 4. Relación entre el error del volumen y el SDI y la altura dominante, para las parcelas de los ensayos de claras del CIFOR-INIA

La relación entre el error cometido en la estimación del volumen (como diferencia entre el valor real y el predicho por el modelo) de las parcelas de claras con el modelo está claramente relacionado con la altura dominante, sin embargo no aparece una relación clara con el SDI (Figura 4). Por tanto, el factor de calibrado se estimará mediante una función lineal de la altura dominante. Una vez añadido el factor de calibración al modelo original el índice de eficiencia (EF) de este modelo se eleva hasta 0,9856, lo que muestra que de esta forma las estimacio-

nes del volumen serán más precisas. El modelo de producción definitivo es el siguiente:

$$G = 0.033 * N^{-0.107} * SDI^{1.161}$$

$$V = 0.168 * SDI^{0.913} * H_0^{0.413} - 215.069 + 15.685 * H_0$$

donde G es el área basimétrica en m²/ha, V es el volumen en m³/ha, SDI es el índice de densidad del rodal o de Reineke y H₀ es la altura dominante en m.

APLICACIÓN DE LOS DATOS DEL IFN PARA LA ELABORACIÓN DE MODELOS DE ÁRBOL INDIVIDUAL

Con los datos del inventario, es posible obtener ciertas variables de masa mediante los denominados *factores de expansión* en un momento dado. Por ello, si se toman árboles particulares de los que se es capaz de conocer su crecimiento, y se dispone de características del sitio donde se encuentra la parcela, la construcción de modelos de este tipo es posible: su mayor o menor bondad en ajuste viene dada por las variables descriptoras iniciales de que se pueda disponer.

En la actualidad, con los datos del segundo inventario forestal nacional (IFN2), la muestra de árboles que se podría tomar para intentar establecer un modelo de crecimiento individual en diámetro, corresponde exclusivamente a los árboles tipo de cada parcela, puesto que de ellos es de los únicos que se conoce el crecimiento radial del último quinquenio. Por otro lado, necesitamos disponer de variables (de árbol y masa) iniciales, antes del período de crecimiento. En la estimación de estas variables a partir de los datos de un solo inventario reside el principal problema para la construcción del modelo de tipo árbol individual, sobre todo, teniendo en cuenta que no siempre se está seguro de que durante los cinco años anteriores a la medición no se haya llevado a cabo ninguna labor selvícola.

En el caso de que se pueda partir del supuesto (justificado de algún modo) que en los últimos cinco años antes del inventario no se ha efectuado ninguna actividad selvícola en la parcela, se podrían llevar a cabo las siguientes estimaciones sobre los datos de partida iniciales:

- Respecto de las características iniciales de cada árbol (tipo), se podría contar con las variables:

- 1) Edad (cinco años antes), para las masas coetáneas en las que ésta ha sido establecida.
- 2) Diámetro inicial. Para los árboles tipo se conoce el diámetro medido en el inventario (diámetro final tras el crecimiento), el crecimiento radial de los últimos cinco años *sin corteza*, y el espesor medio de corteza. Si no se dispone de una relación adicional que relacione el diámetro de un árbol con su espesor de corteza a 1,30 m de altura para la especie, se podría asumir la hipótesis de que el crecimiento en espesor de la corteza durante los últimos cinco años ha sido proporcional al crecimiento radial del tronco. Con ello, se podría estimar el diámetro inicial del árbol cinco años antes.
- 3) Cualesquiera otras variables que seamos capaces de obtener a partir de ecuaciones "de estado" obtenidas a partir de datos del inventario, pero aplicadas al momento inicial:
 - altura, si previamente se ha establecido una relación altura-diámetro (que se puede inferir a partir de los datos de muchas parcelas que proporciona el propio inventario).
 - diámetro a 4 m de altura sobre el tronco, si previamente se ha establecido una relación del tipo 'diámetro normal - diámetro a 4 m de altura'
 - características de copa -reflejo del nivel de vitalidad del árbol (DYER Y BURKHART, 1987)-, si previamente se ha establecido algún modelo que relacione dichas características con otras variables, que suelen ser la edad del árbol, su diámetro y su altura (DYER Y BURKHART, 1987; COLIN Y HOULLIER, 1992; CAÑADAS, 2000). Sin embargo, se hace

notar que con los datos del inventario sólo se podría obtener un modelo relativo al diámetro medio de copa -medido en todos los árboles tipo-, pero no de magnitudes ligadas con la longitud de la misma, ya que la altura de la primera rama viva sólo está disponible en casos de árboles con una determinada conformación.

- Entre las características iniciales de la masa que se podrían estimar se encuentran:

- 1) Número inicial de pies por hectárea (N). Para la estimación del número de pies por hectárea en el momento del inventario, dado el particular diseño de las parcelas, habría que recurrir a los 'coeficientes de expansión'. El resultado obtenido puede considerarse el mismo que el correspondiente a cinco años antes, siempre y cuando el número de pies menores sea nulo, no haya presencia de árboles muertos en la parcela, y se tenga la seguridad que no se ha realizado ninguna labor selvícola en el último quinquenio.
- 2) La estimación del diámetro dominante, diámetro medio y área basimétrica cinco años antes del inventario constituye una operación muy delicada, pues estas variables se han de obtener a partir del dato de diámetro inicial de todos los pies de la parcela, y sólo se dispone de los diámetros iniciales estimados de 4 a 6 árboles por parcela (árboles tipo). Una solución sería hacer la suposición de que, dentro de cada parcela (donde en todos los árboles es homogénea la calidad de la estación y la densidad) el crecimiento radial es función lineal del diámetro actual; o lo que es igual, que el *status* del árbol no ha variado en los últimos cinco años. Se

fijaría así la relación a partir de los datos de los árboles tipo, estimándose después el diámetro inicial para cada árbol en la hectárea.

- 3) Altura dominante (H_0): se puede estimar si se cuenta con la edad, y con un modelo de calidad para las masas tratadas. Si no, se puede obtener a partir del valor que se haya estimado para D_0 , mediante la aplicación de una relación altura-diámetro.
 - 4) Índice de espaciamiento de Hart-Becking, una vez estimados N y H_0 .
 - 5) Índice de densidad de Reineke, para parcelas regulares, una vez que se conoce el diámetro medio.
 - 6) Factor de competencia de copas, si se dispone de alguna relación adicional para la especie que ligue el diámetro normal y el diámetro de copa para árboles que han crecido aislados.
- A partir de las estimaciones sobre variables de árbol y de masa anteriores, se pueden estimar el valor de las expresiones más habituales que caracterizan el *status* del árbol: d/D_0 ; d/H_0 ; G_{sup_i} .
 - La calidad de la estación se puede obtener a partir de algún modelo de calidad de estación existente para la especie y la región, siempre y cuando se disponga de la edad de la parcela, en casos de masa regular. Si no se dispone de la edad, se podría emplear algún modelo de calidad que se base en el empleo de parámetros ecológicos que aporta el inventario (exposición, altitud, pendiente, especies del cortejo, textura del suelo). Pero ello también supone la existencia de un modelo de calidad previo de este tipo, para la especie que se trate. Este tipo de modelos son muy escasos en la bibliografía española. Si no se dispone de ninguno de los dos anteriores, habría que recurrir a modelos de calidad que utilizan el diámetro

tricos que se toman son los mismos que los medidos en el inventario anterior. Una vez que se dispone de los datos del IFN3 se dispondrá de una potente base de datos que permitirá el desarrollo de modelos forestales, tanto de rodal completo como de árbol individual de forma más sencilla. Sin embargo, aún quedarán dos importantes lagunas en esta base de datos: no se dispondrá de la edad de la masa, muy importante para las masas regulares y coetáneas, ni de la calidad de estación. La ausencia de estas variables ha sido aprovechada en algunas ocasiones (ver, por ejemplo, el modelo PROGNANUS, STERBA Y MONSERUD, 1997) para desarrollar modelos aplicables tanto a masas regulares como irregulares. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARNEY, J.D. 1985. A modeling strategy for the growth projection of managed stands. *Canadian Journal of Forest Research* **15**, 511-518.
- BARTET, J.H.; BOLLIET, R. 1976. *Méthode utilisée pour la construction de tables de production à sylviculture variable*. Office National des Forêts, document 76-9. 90 pp.
- BRAVO, F.; HANN, D.W.; MAGUIRE, D.A. 2001. Impact of competitor species composition on predicting diameter growth and survival rates of Douglas-fir trees in southwestern Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* **31**, 2237-2247.
- BRAVO, F.; MONTERO, G. 2001. Site index estimation in Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in the High Ebro Basin (northern Spain) using soil attributes. *Forestry* **74**(4), 395-406.
- BRAVO, F.; MONTERO, G. 2002. High-grading effects on Scots pine volume and basal area in pure stands in northern Spain. *Annals of Forest Science* (en prensa)
- CAÑADAS, M.N. 2000. *Pinus pinea L. en el Sistema Central (valles del Tiétar y del Alberche): desarrollo de un modelo de crecimiento y producción de piña*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- CAÑADAS, M.N.; GARCÍA GÜEMES, C.; MONTERO, G. 1999. Relación altura-diámetro para *Pinus pinea* en el Sistema Central. *Congreso de Ordenación y Gestión sostenible de los montes*, Santiago de Compostela.
- COLIN, F.; HOULLIER, F. 1992. Branchiness of Norway spruce in northeastern France: predicting the main crown characteristics from usual tree measurements. *Annals of Forest Science* **49**, 511-538.
- CONDÉS RUIZ, S. 1997. *Simulación de parcelas arboladas con datos del Segundo Inventario Forestal Nacional*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- DANIELS, R.F.; BURKHART, H.E.; CLASON, T.R. 1986. A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. *Canadian Journal of Forest Research* **16**, 1230-1237.
- DECOURT, N. 1972. Méthode utilisée pour la construction rapide de tables de production provisoires en France. *Annales des Sciences Forestières* **29** (1), 35-48.
- DYER, M.E.; BURKHART, H.E. 1987. Compatible crown ratio and crown height models. *Canadian Journal of Forest Research* **17**, 572-574.
- EKÖ, P.M. 1985. *A growth simulator for Swedish forests, based on data from the national forest survey*. Dept. of Silviculture, Swedish University of Agricultural Sciences, Umea, 224 pp + tablas (en sueco, con resumen, tablas y figuras en inglés)
- GARCÍA GÜEMES, C. 1999. *Modelo de simulación selvícola para Pinus pinea L. en la provincia de Valladolid*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- HAMILTON, G.J.; CHRISTIE, J.M. 1971. Forest managements tables (metrics). *Forestry Commission Booklet*, nº 48. Londres. 32 pp.+ tablas.
- HOLDAWAY, M.R.; BRAND, G.J. 1986. *An evaluation of Lake States STEMS85*. USDA For. Serv. - Research Paper NC-269. 10 pp.
- HUANG, S.; TITUS, S.J.; 1993. An index of site productivity for uneven-aged and mixed-species stands. *Canadian Journal of Forest Research* **23**, 558-562.
- HUANG, S.; TITUS, S.J. 1995. An individual tree diameter increment model for white spruce in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* **25**, 1455-1465.
- IBÁÑEZ ULARGUI, J.I. 1989. *El haya (Fagus sylvatica L.) en La Rioja. Silvicultura y ordena-*

- ción. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- ICONA. 1990. *Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y métodos*. Madrid, 174 pp.
- LEJEUNE, P. 1996. Développement d'un modèle de type arbre appliqué à la croissance des peuplements feuillus irréguliers du sud de la Belgique. *Canadian Journal of Forest Research* **26**, 1838-1848
- MADRIGAL, A.; ÁLVAREZ, J.G.; RODRÍGUEZ, R. ROJO, A.; 1999. *Tablas de producción para los montes españoles*. Fundación Code del Valle de Salazar. Madrid. 253 pp.
- MEREDIEU, C. 1998. *Croissance et branchaison du Pin laricio (Pinus nigra Arnold ssp. laricio (poiret) Maire): élaboration et évaluation d'un système de modèles pour la prévision de caractéristiques des arbres et du bois*. Thèse. Université Claude Bernard -Lyon I-. Inédita. 250pp + Annexes.
- MONNESS, E.N. 1982. Diameter distributions and height curves in even-aged stands of Pinus sylvestris L. *Medd. Nor. Inst. Skogforsk* **36** (15), 1-43.
- MUNRO, D. 1974. Forest growth models. A prognosis *Royal Collego of Forestry, Sweden, Forest Research Notes* **30**
- ORTEGA, A. 1989. *Modelos de evolución de las masas de Pinus sylvestris L.* Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- OTTORINI, J.M. 1978. Aspects de la notion de densité et croissance des arbres en peuplement. *Ann. Sci. For.* **35**, 299-320.
- PARDÉ, J.; BOUCHON, J. 1988. *Dendrométrie*. ÉNGREF. Nancy, 2^a ed. 328 pp.
- QUICKE, H.E.; MELDAHL, R.S.; KUSH, J.S. 1994. Basal area growth of individual trees: a model derived from a regional longleaf pine growth study. *Forest Science* **40**(3), 528-542.
- RÉGENT INSTRUMENT INC. 1997a. *WinDendro v 6.2. Reference*. Régent Instrument Inc., Quebec, 34 pp.
- RÉGENT INSTRUMENT INC. 1997b. *WinDendro v 6.2. Introduction Manual*. Régent Instrument Inc., Quebec, 39 pp.
- RÍO GAZTELURRUTIA, M. DEL. 1998. *Régimen de claras y modelo de producción para Pinus sylvestris L. en los Sistemas Central e Ibérico*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- ROJO, A.; MONTERO, G. 1996. *El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama* MAPA, Madrid, 293 pp.
- ROJO, A.; MONTERO, G. 1994. Tablas de producción españolas. *Montes*, **38**, 35-42.
- SOARES, P.; TOMÉ, M.; SKOVSGAARD, J.P.; VANCLAY, J.K. 1995. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data *Forest Ecology and Management* **71**: 215-265
- SPURR, S.H. 1952. *Forest Inventory*. New York. Ronald Press.
- STAGE, A.R. 1973. *Prognosis model for stand development*. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-137. 32 pp.
- STERBA, H.; MONSERUD, R.A. 1997. Applicability of the forest stand growth simulator PROGNNAUS for the Austrian part of the Bohemian Massif. *Ecological Modelling*, **98** 23-34.
- STIELL, W.M. 1970. *Some competitive relations in a red pine plantation*. Dep. Fish. For., Can. For. Serv., Publ. 1275. 10 pp.
- TOMÉ, M.; BURKHART, H.E. 1989. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. *Forest Science* **35**(3), 816-831.
- VANCLAY, J. 1994. *Modelling forest growth and yield. Applications to Mixed Tropical Forests*. CAB International, 312 pp.
- VANCLAY, J.K.; SKOVSGAARD, J.P.; GARCÍA, O. 1996. Evaluating forest growth models *Proc. of Meeting of IUFRO S4.11.00, IUFRO XX World Congress, Tampere*, 11-22.
- WENSEL, L.C. MEERSCHAERT, W.J., BIGING, G.S. 1987. Tree height and diameter growth models for Northern California conifers. *Hilgardia* (Univ. of California Agric. Exp. Stn. Journal) **55** (8), 1-20.
- WYKOFF, W.R. 1990. A basal area increment model for individual conifers in the Northern Rocky Mountains. *Forest Science* **36**(4), 1077-1104
- WYKOFF, W.R.; CROOKSTON, N.L.; STAGE, A.R. 1982. *User's guide to the stand prognosis model*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-133. 112 pp.
- ZHANG, S.A.; BURKHART, H.E.; AMATEIS, R.L. 1997. The influence of thinning on tree height and diameter relationships in loblolly pine plantations. *Southern Journal of Applied Forestry* **21**(4), 199-205.

Análisis espacial de los datos del Inventario Forestal Nacional utilizando técnicas geoestadísticas

N. NANOS; L. GIL
y G. MONTERO¹

INTRODUCCIÓN

El estado selvícola de los ecosistemas forestales es resultado de la acción e interacción de una infinidad de factores ambientales, genéticos y otros de origen humano, cuyo elemento fundamental es su continuidad espacial, entendiéndose por esta expresión su homogeneidad en el espacio en el que actúan. Las formaciones forestales responden a esta acción y forman los nichos ecológicos, los hábitat, etc., es decir, pequeñas o grandes extensiones territoriales que tienen unas características comunes.

La continuidad (o correlación) espacial se refiere a la autosemejanza que puede presentar una serie de variables en el espacio. El ejemplo más representativo de este tipo de variables es la precipitación, que está reconocida como un factor que controla la distribución de las especies, su frecuencia de aparición y su productividad. Dicho factor es muy homogéneo en el espacio y se distribuye de tal manera que la precipitación que recibe un sitio localizado en el punto $z(a)$ es muy parecida a la que recibe el punto $z(a+h)$ localizado h metros más lejos. Adicionalmente, cuanto mayor sea la distancia h , menos se parecerá la precipitación entre los puntos $z(a)$ y $z(a+h)$ (Figura 1).

La presencia de autosemejanza espacial en las variables de la naturaleza tiene unas implicaciones directas en el tratamiento estadístico de las mismas, dado que los datos que se tomarán con respecto a una variable de este tipo estarán también correlacionados en el espacio en el que se han medido. La correlación espacial puede ser un problema o una solución a la hora del análisis (LEGENDRE, 1993). El análisis estadístico-clásico de datos auto-correlacionados presenta varios obstáculos, dado que una de las hipótesis fundamentales de la inferencia estadística es la independencia de las observaciones. Si se opta por métodos de análisis clásicos, la correlación espacial provoca la subestimación de los intervalos de confianza de los usuales estimadores estadísticos (como por ejemplo la media de la población) y por eso las estimaciones parecen ser más fiables de lo que verdaderamente son (CRESSIE, 1993). Durante muchos años hemos subestimado el efecto que dicha correlación puede tener sobre los resultados de nuestros análisis y nos hemos "obligado" a suponer que las observaciones son independientes entre sí, algo que en la mayoría de los casos no es cierto.

Durante los últimos años hemos visto avances estadísticos que permiten un análisis más realista de datos correlacionados espacialmente, la mayoría de los cuales se basan en fundamentos descritos bajo el título genérico de geoestadística. La geoestadística, hoy en día, forma parte de una rama de la ciencia estadística que se denomina estadística espacial¹. Sus fundamentos fueron descritos por vez primera por la escuela Francesa de G. Matheron (MATHERON, 1963) y se utilizaron ampliamente en la geología (DAVIS, 1986), la ingeniería minera (JURNEL Y HUIJBREGTS, 1978) y la caracterización de reservas petrolíferas. Posteriormente, la comunidad científica

reconoció el papel que la geoestadística puede desempeñar y actualmente dicha metodología se utiliza en una gama de ciencias tan diversas como la meteorología (MARTINEZ-COB Y CUENCA, 1992), la energía nuclear (Gotway, 1994) o la ciencia forestal (HOULLIER Y PIERRAT, 1992; MATÉRN, 1994; KOHL Y GERTNER, 1997).

El principal rasgo de la geoestadística es el reconocimiento "a priori" de que los datos muestreados están correlacionados en el espacio en el que se han tomado². Esa afirmación implica que, utilizando un ejemplo del muestreo del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2), el volumen maderable de una parcela localizada en el sitio $z(a)$ se parecerá al volumen de una parcela localizada en el sitio $z(a+h)$, siendo h la distancia entre parcelas. Esta hipótesis tiene unas enormes implicaciones prácticas (siempre y cuando sea cierta), dado que permite interpolar la información puntual y convertirla en mapas digitales.

El objetivo del presente capítulo es la exposición de las técnicas geoestadísticas y su aplicación al análisis de datos procedentes del IFN³. En los apartados siguientes se hace una breve descripción de la metodología geoestadística y se presenta, mediante un ejemplo, el potencial y las restricciones del análisis propuesto.

¹ La estadística espacial incluye además, el análisis del patrón espacial y el análisis de datos en áreas.

² Esta hipótesis distingue la geoestadística de la estadística clásica, en la cual se supone que las muestras no están de ninguna manera correlacionadas entre sí (independencia de las observaciones).

³ Dada la limitada extensión del capítulo la exposición de la metodología se ha reducido sustancialmente. El lector interesado puede obtener más información en los libros de GOOVAERTS (1997) o de CHILÉS Y DELFINER (1999).

INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS ESPACIAL

El análisis se distingue en dos etapas muy diferentes entre sí: *el análisis estructural y la predicción espacial*. El objetivo de la primera parte es la cuantificación de la correlación espacial. En el caso de que ésta esté presente en los datos, se procede a la segunda fase que se denomina predicción espacial. En caso contrario (ausencia de correlación espacial) el posible uso de técnicas geoestadísticas no presentará ninguna ventaja frente a técnicas de estadística clásicas.

Análisis estructural

El variograma experimental

Esta primera etapa del análisis tiene como objetivo estudiar y cuantificar la continuidad espacial de la variable de interés. Dicho objetivo se consigue mediante la construcción del llamado variograma experimental:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{a=1}^{N(h)} [z(u_a) - z(u_a + h)]^2$$

siendo $\hat{\gamma}(h)$ la semivarianza para una distancia h , $N(h)$ el número de pares de datos separados por una distancia h , mientras que $z(u_a)$ y $z(u_a + h)$ son las mediciones de la variable en los sitios u_a y $u_a + h$ respectivamente.

La experiencia práctica indica que la mayoría de los variogramas de las variables de la naturaleza presentan una forma parecida al variograma de la Figura 2: cuando la distancia de separación entre dos cualesquiera parcelas muestreadas es pequeña, la semivarianza toma valores pequeños, mientras que cuanto mayor sea dicha distancia, mayor es también la

semivarianza. Se puede observar que un variograma es una medida de la disimilitud entre parcelas de muestreo en función de la distancia que las separa (contrariamente a un gráfico de correlación espacial (Figura 1) que indica la similitud).

El aumento de la semivarianza se observa hasta una cierta distancia que se denomina *alcance* del variograma, que se define como aquella distancia de separación de parcelas en la cual se pierde la autocorrelación espacial. Existen otras dos características de un variograma que merecen especial atención: el valor de semivarianza cuando h tiende a cero se denomina *efecto pepita*⁴, mientras que el valor máximo de semivarianza se denomina *meseta*. El efecto pepita divide la varianza total del fenómeno en dos partes (Figura 2):

1. el porcentaje de varianza por encima del valor del efecto pepita (V1), es la que se explica por la proximidad espacial.
2. la otra parte de la variabilidad del fenómeno (V2), se puede atribuir a la variabilidad en escalas menores de la del muestreo realizado o a los posibles errores de medición.

La magnitud del efecto pepita indica la presencia o ausencia de variaciones en escala pequeña (menor que la del muestreo realizado) y es un buen indicador de los errores que se cometerán durante la fase de predicción de la variable.

Cuando la semivarianza de un variograma se estabiliza (existencia de meseta) el

⁴ El término se refiere a las pepitas de oro encontradas en las explotaciones mineras: cuando se construyen variogramas de concentración de oro en una explotación, la agregación del oro en pepitas es la razón por la que la semivarianza en distancia $h=0$ no es igual a cero.

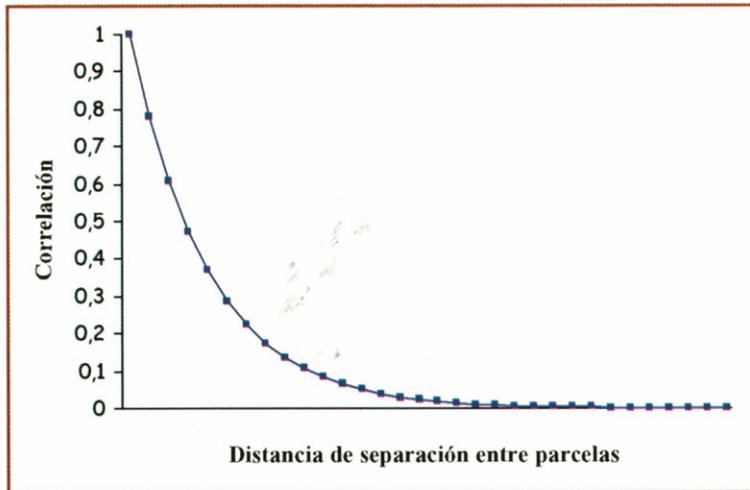


Figura 1. Gráfico de autocorrelación espacial

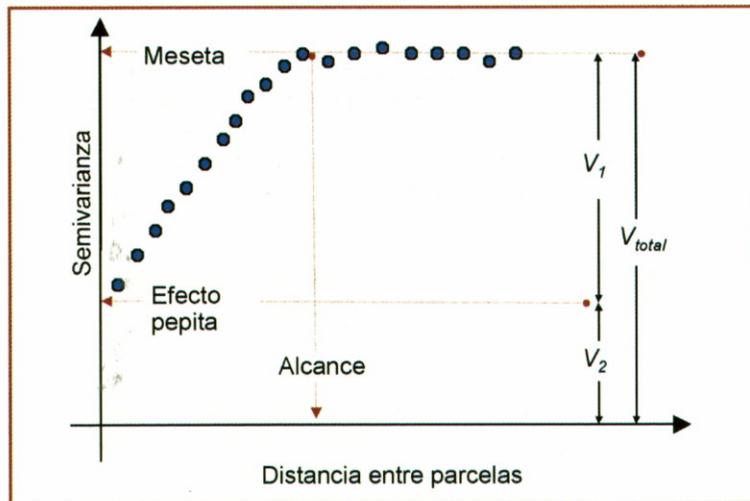


Figura 2. Ejemplo de un variograma

fenómeno se denomina *transitorio*. Estos fenómenos, los mas frecuentes en la naturaleza, se producen cuando en el área de estudio existen discontinuidades que separan compartimentos de altos y bajos valores según se expone en la Figura 3. En estos casos el alcance de correlación

espacial es aproximadamente igual a longitud media de los compartimentos. Cuando la semivarianza no se estabiliza en altas distancias de separación (ausencia de meseta) el fenómeno que se estudia no es estacionario y el tratamiento de los datos se tiene que basar en métodos de geoestadística no estacionaria.

Modelización del variograma

Una vez construido el variograma experimental, se procede a su modelización con uno de los modelos de variogramas existentes. Para la predicción espacial es necesario ajustar un modelo de variograma, que proporcione los valores de semivarianza en distancias donde no existen valores experimentales. Un modelo de variograma tiene que cumplir la condición de ser una función positivamente semi-definida, necesaria para garantizar la existencia y singularidad de la solución del sistema de krigado (presentado en el apartado siguiente).

Entre una gran variedad de modelos, el esférico es el que mas se ha utilizado en las aplicaciones. Su fórmula viene dada por la siguiente expresión [ver por ejemplo, GOOVAERTS (1997)]:

$$\gamma = C[(3r/2a)+(r^3/2\alpha^3)]$$

donde r es la distancia, C la meseta, y α el alcance del variograma.

El variograma experimental proporciona una medida de la disimilaridad de la variable, en función de la distancia que separa los puntos en los que ésta se ha medido. Su construcción proporciona información valiosa sobre el comportamiento espacial del fenómeno mientras que su modelización es imprescindible para el proceso de predicción que se presenta en el apartado siguiente.

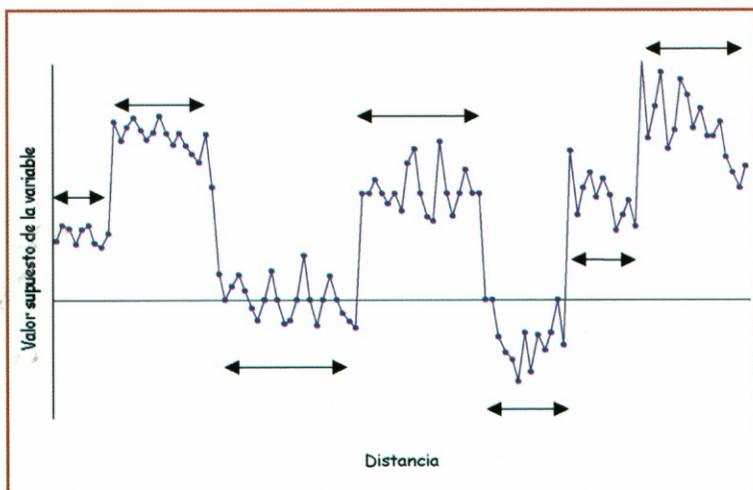


Figura 3. Representación gráfica de un fenómeno transitorio. Las flechas indican la longitud de los compartimentos, cuyo valor medio tiene que ser igual al alcance del variograma.

Predicción espacial

La predicción espacial consiste en estimar la variable de interés en todos los puntos del área de estudio, utilizando para ello la información contenida en las parcelas muestreadas, junto con el variograma que anteriormente se ha construido. La predicción se realiza con un método denominado "kriging" [krigeado o krigeaje en Castellano (OLEA, 1991)] en honor del ingeniero de minas Dr. D. Krige quien fue el primero en utilizarlo.

Los estimadores del krigeado pertenecen a la clase de estimadores BLUE (*Best Linear Unbiased Estimator*) y se obtienen con métodos muy parecidos a los de la regresión lineal. Tienen dos propiedades importantes⁵:

1. La predicción es insesgada.
2. La varianza del error de predicción es la mínima posible, propiedad que garantiza que la precisión de la estimación va a ser la mayor posible.

En la geoestadística lineal la estimación $z^*(\mathbf{u})$ en un punto \mathbf{u} no muestreado, se hace utilizando una combinación lineal de los valores de la misma variable en los puntos muestreados $\{z(\mathbf{u}_a), a = 1, 2, \dots, n\}$:

$$z^*(\mathbf{u}) = \sum_{a=1}^{n(\mathbf{u})} \lambda_a(\mathbf{u}) z(\mathbf{u}_a)$$

siendo $\lambda_a(\mathbf{u})$ el peso asignado al dato $z(\mathbf{u}_a)$.

Utilizando esta formulación, el problema de encontrar el mejor estimador, se reduce a determinar cuales son los ponderadores ($\lambda_a(\mathbf{u})$) óptimos. Imponer la condición de que el estimador $z^*(\mathbf{u})$

⁵ Estas dos propiedades son las que convierten el krigeado en el mejor método de estimación (lineal) espacial conocido hasta el momento, contrariamente a otros métodos de predicción espacial basados en la distancia inversa o los llamados "splines".

sea insesgado, equivale a imponer que la suma de los ponderadores $\lambda_a(\mathbf{u})$ sea igual a uno (condición de universalidad):

$$\sum_{a=1}^{n(u)} \lambda_a(u) = 1$$

Además de cumplir la condición de ser insesgados, los estimadores de krigado tienen que ser de varianza mínima. Para conseguir dicha condición se define el error de la predicción⁶: $R(\mathbf{u}) = Z^*(\mathbf{u}) - Z(\mathbf{u})$ y su varianza se iguala a cero:

$$\text{Var}\{R(\mathbf{u})\} \rightarrow 0$$

Se puede comprobar que la varianza del error en [5] depende solamente de la covarianza espacial, la cual se estima con el uso del variograma. La minimización de [5] se hace mediante la técnica de Lagrange bajo la condición [4] de universalidad, obteniéndose el siguiente sistema de ecuaciones, cuya solución proporciona los ponderadores óptimos:

$$\sum_{\beta=1}^{n(u)} \lambda_a \gamma(u_a - u_b) + \mu = \gamma(u_a - u) \quad a = 1, \dots, n(u)$$

$$\sum_{a=1}^{n(u)} \lambda_a(u) = 1$$

siendo $\gamma(u_a - u_b)$ la semivarianza entre los puntos u_a y u_b , mientras que μ es el multiplicador Lagrange.

⁶ El error modelizado pero no el error real, ya que nunca se conoce el valor de $Z(u)$

CASO DE APLICACIÓN

Para la exposición de la metodología se han elegido 1072 parcelas del IFN2 localizadas en el norte de la provincia de Segovia (Figura 4). La variable que se analiza es el Volumen Maderable con Corteza (VCC) de las parcelas.

El variograma experimental obtenido para el VCC y el modelo de variograma ajustado se presentan en la Figura 5. Se puede observar que el variograma experimental cambia de pendiente a partir de una distancia de 4 km, algo que implica que existen dos escalas de variación espacial. La primera, con alcance igual a 4 km se debe atribuir a la similitud que presentan las parcelas localizadas en un mismo monte. La segunda con alcance de 40 km, representa la variabilidad a nivel provincial y se debe a diferencias en la productividad potencial forestal.

El efecto pepita es igual a 2000 y la meseta 4300, por consiguiente el porcentaje de la variabilidad total que se explica por la proximidad espacial es igual a 53,49%. El resto de la variabilidad del fenómeno se debe atribuir a las variaciones en una escala mayor que la del muestreo realizado o a posibles errores de medición y estimación del VCC. El elevado porcentaje de variabilidad debida al efecto pepita implica que existen factores a escala local que influyen en la cantidad de volumen maderable y que

estos factores tienen un rango de influencia menor que 1000 m (la distancia mínima entre parcelas). Esta parte de la variabilidad no se puede modelizar usando el muestreo del IFN2 pero sí usando parcelas en una malla más fina. La presencia del efecto pepita condiciona hasta un cierto punto el ámbito de utilización de las

predicciones; en concreto, dado que los datos utilizados para la predicción provienen de una escala nacional y además se observa (mediante el alto porcentaje del efecto pepita) variabilidad a escalas grandes, las predicciones que se van a dar se tienen que utilizar para la planificación forestal a nivel nacional pero no a nivel local (nivel de un monte por ejemplo).

En la Figura 6 se presenta el mapa de predicción del VCC para una parte de la región de estudio. Cabe destacar que para la misma región que se presenta en este mapa (los montes de Coca y Cuéllar), los mapas que se adjuntan en el IFN2 de la provincia de Segovia (ICONA, 1994) indican que el VCC es igual a 21-60 m³/ha. El mapa de la Figura 6 indica la existencia de variaciones significativas en cuanto al volumen maderable.

DISCUSIÓN

La metodología geoes-tadística puede tener muchas aplicaciones en el campo forestal, una de las cuales es sin duda la extrapolación de los datos del IFN. Los mapas construidos con el método de kri-

gado se pueden utilizar para visualizar los datos que actualmente están almace-

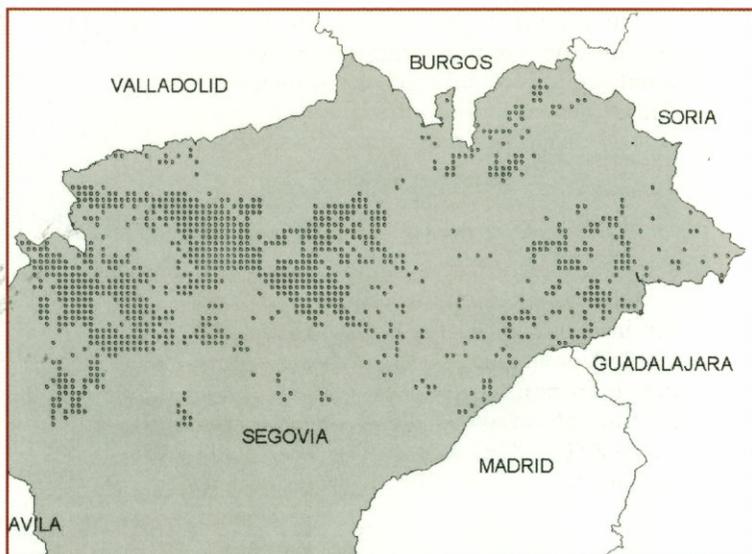


Figura 4. Localización de las 1072 parcelas del 2IFN utilizadas en el análisis

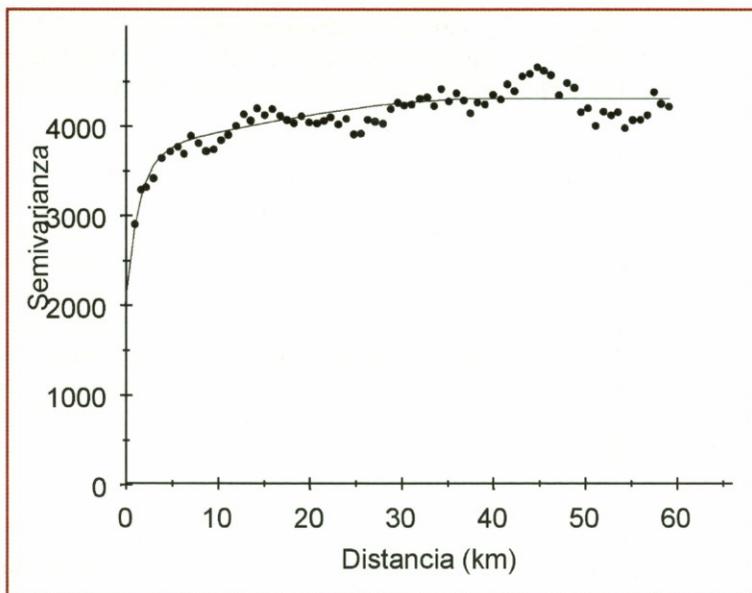


Figura 5. Variograma experimental y modelo ajustado para el VCC.

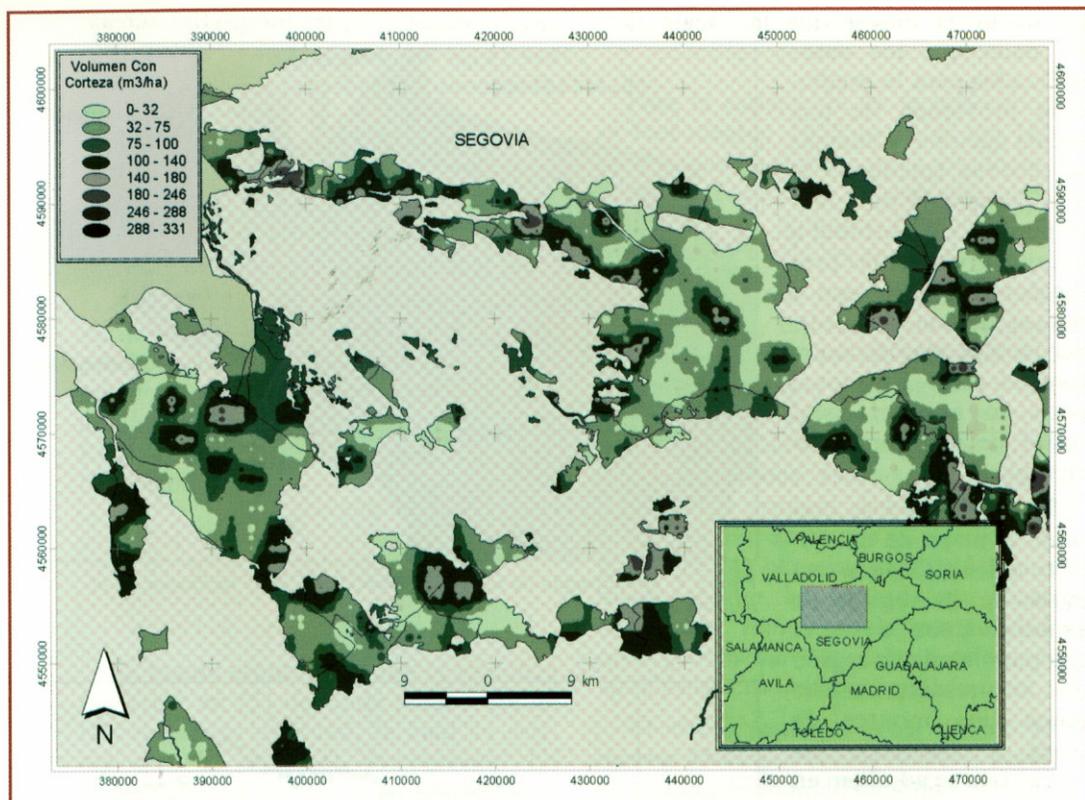


Figura 6. Mapa de predicción espacial del VCC para los montes de Coca y Cuéllar

nados en una serie de tablas que son de limitada utilización práctica.

El análisis geoestadístico da mejores resultados cuando los datos están distribuidos de manera sistemática en el espacio, condición que cumplen de manera absoluta los datos del IFN2. Las variables que se pueden analizar con éstas técnicas incluyen casi todas las variables de interés selvícola, siempre y cuando éstas presenten correlación espacial en la escala en la que se ha realizado el muestreo (escala regional o nacional). Una de estas variables puede ser, por ejemplo, la presencia ó ausencia de una cierta especie o el diámetro medio de la masa o como se ha indicado el volu-

men maderable por hectárea.

Sin embargo a la hora de decidir la variable que se va a analizar, uno tiene que tener en cuenta dos factores condicionantes de la presencia o ausencia de correlación espacial:

- el alcance de correlación que intuitivamente presenta la variable de interés (a)
- la distancia media entre parcelas de muestreo (d)

Se pueden distinguir dos situaciones:

1. $a > d$: la correlación espacial se puede detectar y es aconsejable el uso de geoestadística
2. $a < d$: la escala en la que varía el fenó-

meno es mayor que la escala del muestreo realizado y entonces el variograma indicará la ausencia de correlación espacial. Por ejemplo, si se quiere analizar la variable diámetro medio de la parcela, uno tiene que tener en cuenta que la división dasocrática condiciona la distribución espacial de la misma, de manera que cabe esperar que el alcance de correlación espacial de esta variable será igual a la longitud media de los tramos forestales. Si la distancia entre parcelas de muestreo es mayor que la longitud media de los tramos, la correlación espacial no se va a detectar.

Los mapas construidos con el krigado no representan la realidad del fenómeno que se estudia, sino la versión más probable de la misma. La construcción de un mapa de predicción espacial se basa en la información contenida en las parcelas muestreadas y en la correlación espacial existente en los datos. La predicción realizada con el método de krigado, utiliza un criterio de optimización que en este caso es la minimización de la varianza del error de predicción. Este tipo de estimación contiene errores que deben ser cuantificados con el fin de que el usuario de los mapas esté informado de la incertidumbre asociada a este tipo de estimación. Hoy día existen varios métodos de simulación geoestadística que se utilizan para cuantificar la incertidumbre espacial (CHILÉS Y DELFINER, 1999).

Por otra parte existen varias aproximaciones metodológicas que permiten incorporar en el proceso de predicción la información de variables secundarias, que a menudo se estiman con menos precisión que la variable primaria pero se pueden obtener para grandes extensiones territoriales (GOOVAERTS, 1997). La infor-

mación vía satélite, las fotografías aéreas o los modelos digitales del terreno son ejemplos típicos de este tipo de información. La incorporación de variables secundarias suele aumentar la precisión de la estimación final, siempre y cuando exista una buena correlación entre la variable primaria y la(s) secundaria(s).

En la bibliografía forestal se pueden encontrar varios casos de aplicación de la geoestadística a la estimación de variables relacionadas con la producción forestal como, por ejemplo, la calidad de la estación (HOCK *et al.*, 1993), el volumen maderable (HOLMGREN Y THURESSON, 1997), la distribución diamétrica (NANOS Y MONTERO, en prensa), la producción de resina (NANOS *et al.*, 2001) u otras relacionadas con caracteres como la diversidad genética (BUCCI Y VENDRAMIN, 2000; CORRE *et al.*, 1998) y estructural (WEBER, 2000). 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BUCCI, G.; VENDRAMIN, G. 2000. Delineation of genetic zones in the European Norway spruce natural range: preliminary evidence. *Molecular Ecology* **9**, 923-934.
- CHILÉS, J.P.; DELFINER, P. 1999. *Geostatistics: modeling spatial uncertainty*. John Wiley & Sons, New York.
- CORRE, V.L.; ROUSSEL, G.; ZANETTO, A.; KREMER, A.; LE CORRE, V. 1998. Geographical structure of gene diversity in *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. III. Patterns of variation identified by geostatistical analyses. *Heredity* **80**, 464-473.
- CRESSIE, N.A.C. 1993. *Statistics for spatial data*. Revised Edition ed. John Wiley & Sons, New York.
- DAVIS, J.C. 1986. *Statistics and data analysis in geology*. Second edition ed. John Wiley & Sons, Chichester.
- GOOVAERTS, P. 1997. *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press, New York.

- GOTWAY, A.C. 1994. The use of conditional simulation in nuclear-waste-site performance assessment. *Technometrics* **36**, 129-141.
- HOCK, B.K.; PAYN, T.W.; SHIRLEY, J.W. 1993. Using a geographic information system and geostatistics to estimate site index of *Pinus radiata* for Kaingaroa Forest, New Zealand. *N. Z. J. For. Sci.* **23**, 264-277.
- HOLMGREN, P.; THÜRESSON, T. 1997. Applying objectively estimated and spatially continuous forest parameters in tactical planning to obtain dynamic treatment units. *For. Sci.* **43**, 317-326.
- HOULLIER, F.; PIERRAT, J.C. 1992. Application des modèles statistiques spatio-temporels aux échantillonnages forestiers successifs. *Can. J. For. Res.* **22**, 1988-1995.
- ICONA. 1994. Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1995, Castilla y León, Segovia. MAPA, ICONA, Madrid.
- JOURNAL, A.G.; HUIJBREGTS, C.J. 1978. *Mining geostatistics*. Academic press, London.
- KOHL, M.; GERTNER, G. 1997. Geostatistics in evaluating forest damage surveys: considerations on methods for describing spatial distributions. *For. Ecol. Manage.* **95**, 131-140.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* **74**, 1659-1673.
- MARTINEZ-COB, A.; CUENCA, H.R. 1992. Influence of elevation on regional evapotranspiration using multivariate geostatistics for various climatic regimes in Oregon. *Journal of Hydrology* **136**, 353-380.
- MATÉRN, B. 1994. On spatial statistics in forestry. *Rev. Ciencia Forestal en México* **19**, 141-152.
- MATHERON, G. 1963. Principles of geostatistics. *Econ. Geol.* **58**, 1246-1266.
- NANOS, N.; MONTERO, G. in press. Spatial prediction of diameter distribution models. *For. Ecol. Manage.*
- NANOS, N.; TADESSE, W.; MONTERO, G.; GIL, L.; ALÍA, R. 2001. Spatial stochastic modeling of resin yield from pine stands. *Can. J. For. Res.* **31**, 1140-1147.
- OLEA, R. 1991. *Geostatistical glossary and multilingual dictionary*. Oxford University Press.
- WEBER, J. 2000. *Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Bannwälder in Baden-Württemberg*, FVA Baden-Württemberg.

La Teledetección y el Inventario Forestal Nacional. Fundamentos y aplicaciones en la Gestión Forestal Sostenible

A. BRAVO-OVIEDO
y J.A. DELGADO

INTRODUCCIÓN

La teledetección se muestra como una técnica que puede aportar una información muy útil para una mejor gestión y conocimiento del planeta Tierra. En particular, como es en nuestro caso, de la superficie terrestre y su cubierta vegetal. Además el rápido desarrollo tecnológico en campos como: sensores de medida, plataformas espaciales, sistemas de comunicación digital e informática (software y hardware) está dando lugar a una importante evolución y mejora en su aportación; lo que la hace casi imprescindible para un buen gestor o investigador de todos los campos de estudio de la Tierra.

Deberíamos destacar que el sistema de observación desde el espacio unido a la resolución espacial y temporal de los sensores nos permite disponer información del globo terráqueo, independiente del grado de accesibilidad desde superficie, desde escalas globales (áreas de observación de km^2) a muy locales (áreas de m^2) y con frecuencias temporales de media hora como permite el conocido METEOSAT hasta los 26 de días del satélite con mayor demora temporal. Es decir, en función de la necesidad del estudio podremos disponer de imágenes adecuadas.

Capítulo

9

En el presente capítulo trataremos de dar una visión general de la teledetección pensando fundamentalmente en aplicaciones forestales y suponiendo lectores neófitos en esta técnica. Completada esta primera parte nos centraremos en una aplicación particular, desarrollada en nuestro laboratorio de teledetección de la Universidad de Valladolid (LATUV), para la estimación de volúmenes de una masa forestal (*Pinus sylvestris* L.) mediante imágenes del satélite LANDSAT y utilizando los datos del Inventario Forestal Nacional como datos de suelo para el ajuste del modelo.

FUNDAMENTOS DE TELEDETECCIÓN

Podemos entender teledetección espacial (en inglés: remote sensing) como la técnica que permite el estudio desde plataformas aeroespaciales de la Tierra, basándose en la radiación electromagnética, y su interacción con la materia, como sistema de transmisión de la información de los sistemas terrestres observados (atmósfera, suelo, vegetación, agua). Esta radiación puede ser emitida por el propio objeto debido a su temperatura, y en este caso se denomina radiación térmica o de onda larga, o bien puede ser reflejada por el objeto. Cuando la luz reflejada procede inicialmente del sol, se denomina radiación de onda corta o solar. En otras ocasiones, la radiación reflejada procede de una fuente externa, normalmente un radar, con el que se ilumina el objeto, y en este caso de radiación se identifica por su longitud de onda, que suele estar en el rango de microondas y los denominaremos sistemas *activos* de medida, frente a los *pasivos* que se limitan a medir la radiación reflejada del sol o emitida por la propia temperatura del objeto.

La radiación térmica emitida por los objetos depende fundamentalmente de la temperatura de éstos. Para las temperaturas usuales en la Tierra, el máximo de esta radiación está comprendida entre los 10 y 12 μm (Infrarrojo térmico, IRt). La radiación solar o de onda corta tiene su máximo en el espectro visible, de 0,4 μm del violeta al 0,7 μm del rojo; por debajo está el ultravioleta hasta los 0,24 μm y por encima del visible la radiación solar cubre los intervalos del Infrarrojo próximo IRp (0,7 a 1,3 μm) y el Infrarrojo medio (IRm) que llega hasta las 4 μm . Como sabemos, los objetos reflejan la radiación de una forma selectiva con la longitud de onda; por ello nuestro ojo, el primer y mejor sensor de teledetección, que mide en el espectro visible nos muestra diferentes colores. Es precisamente el comportamiento espectral de la reflectividad, $R(\lambda)$, de cada objeto, que definiremos como "*firma espectral*" una de las vías más seguidas para su identificación en la imagen.

En general en el trabajo utilizaremos sistemas pasivos, que medirán la radiación reflejada proveniente del sol o la propia emisión debida a la temperatura de dichos cuerpos. Aun así en algunas ocasiones podremos mencionar los sistemas activos y sus posibles aplicaciones en el terreno forestal, ya que dichos sistemas, mucho más recientes en el estudio de la Tierra, están abriendo muchas nuevas e interesantes aplicaciones de la teledetección.

El radiómetro, instalado a bordo de los satélites de observación de la Tierra, es el sensor diseñado para medir la radiación correspondiente a varias bandas o intervalos del espectro electromagnético. Las bandas, también denominadas canales, se seleccionan de forma que cubran un determinado intervalo de longitud de onda que es interesante para apreciar las características a estudiar de la superficie

terrestre. Es importante destacar que dichos canales deben buscar ventanas atmosféricas, es decir intervalos del espectro con mínima interacción de la atmósfera y así asegurar que la radiación reflejada por la superficie terrestre llegue lo menos perturbada al sensor de medida.

En la Tabla 1 se presentan las principales características correspondientes a los radiómetros más usuales en teledetección. Estos sensores descritos pueden ser un buen ejemplo dentro del gran grupo de plataformas y sensores actualmente operativos. Como se puede observar, el sensor TM (*Thematic Mapper*), diseñado para recursos naturales y el más conocido y utilizado, dispone de siete bandas y solamente dedica una para la medida de la radiación térmica y con peor resolución espacial que las restantes bandas; por ejemplo mide con sus tres primeras bandas en los intervalos espectrales del azul, verde y rojo, lo que le permite imágenes de color verdadero de la superficie observada, en resumen: intenta un mejor conocimiento de la reflectancia en el visible e IRp de la superficie observada. Otro radiómetro, como el AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), diseñado inicialmente para aplicaciones meteorológicas y oceanográficas, cuida más las medidas en el IR térmico con el fin de obtener mayor precisión en las estimaciones de temperatura de las superficies observadas, sin embargo sus dos primeros canales localizados en el visible e infrarrojo próximo se han destacado por su aplicación en el seguimiento de la cubierta vegetal cuando inicialmente tenía interés solamente meteorológico. Se conoce como *resolución espectral* del sensor las características espectrales de las bandas de medida del sensor: número de bandas e intervalos de medida.

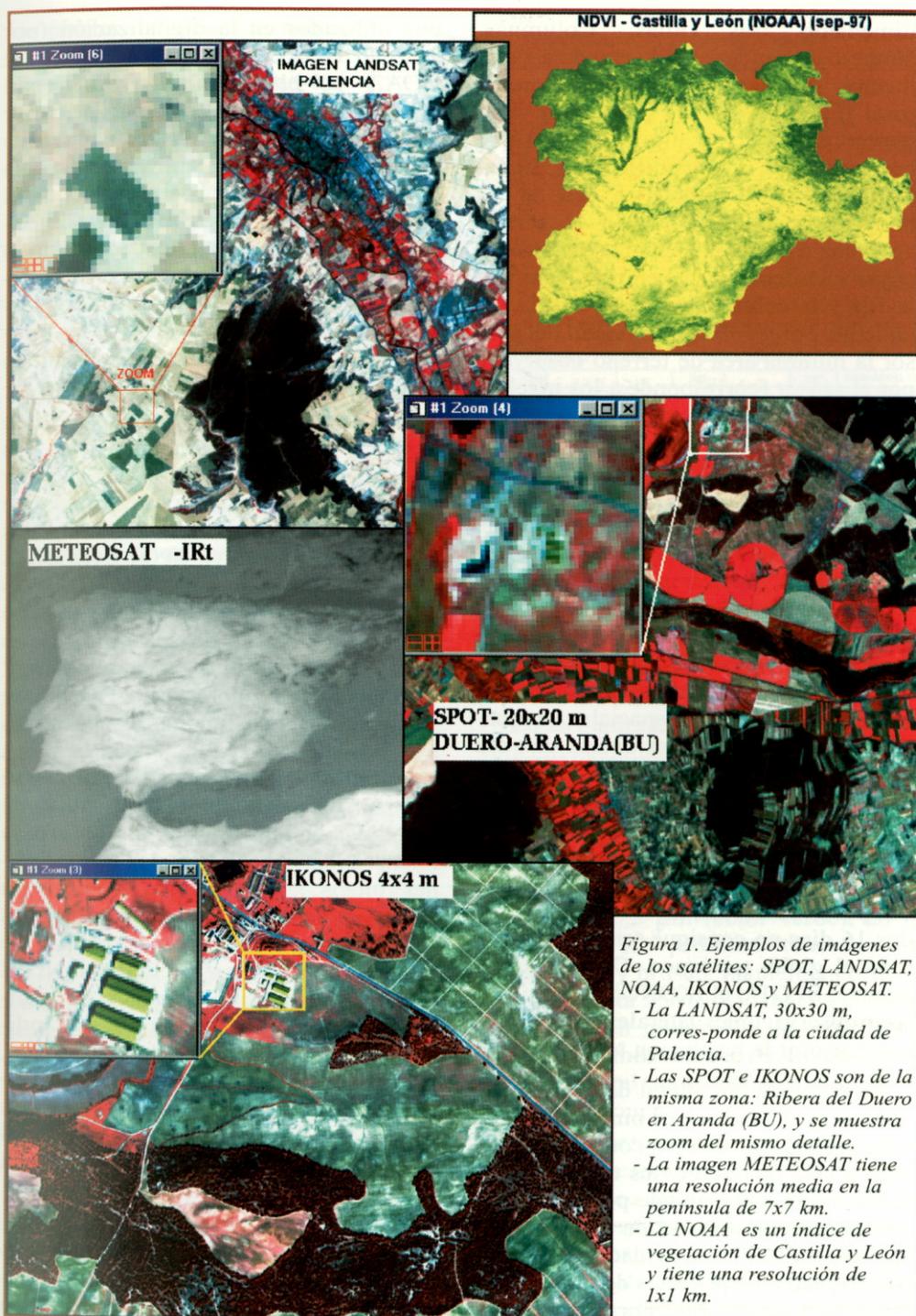
Los satélites con aplicaciones puramente meteorológicas suelen situarse en

órbitas geoestacionarias al permitir disponer de imágenes con frecuencias menores de una hora y los más orientados al estudio de la superficie terrestre se suelen disponer en órbitas heliosíncronas; son órbitas cuasi-polares y como indica su nombre siguen al sol en su movimiento relativo a la Tierra. Los satélites geoestacionarios se localizan sobre el plano ecuatorial a una altura aproximada de 36.000 km y siempre observan el globo terráqueo desde el mismo punto: no cubren toda la tierra y se pierde calidad en la imagen cuando nos acercamos a los polos terrestres. Los heliosíncronos al tener una órbita cuasi-polar, con alturas de 700 a 900 km, van barriendo en su movimiento toda la superficie terrestre y mantienen la calidad de la medida para todas las zonas del globo incluso en las zonas polares, el ser heliosíncronos asegura que las imágenes en fechas diferentes sobre la misma zona terrestre han sido generadas a la misma hora local reduciendo posibles cambios de reflectancia por la diferente posición solar en la hora de captación de la imagen.

Como vemos en la Tabla 1 los satélites de interés en este estudio: satélites de "recursos naturales" siguen todos órbitas heliosíncronas. Estos satélites portan un sistema óptico que permite enfocar los diferentes puntos de la Tierra situados en franjas perpendiculares a su trayectoria, midiendo así la radiación procedente de cada área elemental de observación, en dicha franja. El movimiento del satélite en su trayectoria hace que se vayan barriendo sucesivas franjas y generando un mosaico en que las filas corresponden a las observaciones de líneas perpendiculares a la trayectoria del satélite y las columnas se generan al dividir esa franja en parcelas elementales de observación. Si además el sensor mide en varias bandas espectrales tendremos finalmente la *imagen digital* que será una matriz de

Tabla 1. Satélites de Teledetección espacial

Satélite	Sensor	Canales (µm)	Resolución espacial (ancho total de la imagen)	Resolución Temporal	Operativos Actualmente	
Órbita geoestacionaria:						
METEOSAT	VIS VA IRT	0,4-1,1 5,7-7,1 10,0-12,5	2,5x2,5 km ² 5x5 km ² (todo el globo)	30 min Variable 30 min	Meteosat-7	
	Existe el programa Meteosat Segunda Generación con un sensor SEVIRI con 12 canales y mejor resolución espacial 1x1 km ² (previsto lanzamiento del primer satélite en el año 2005)					
Órbita heliosíncrona :						
NOAA	AVHRR	1 2 3a 3b ^(*) 4 5	0,58-0,68 (Vis) 0,725-1,10 (IRp) 3,55-3,93 (IRm) 1,58-1,64 (IRm) 10,3-11,3 (IRt) 11,5-12,5 (IRt)	1x1 km ² (2400 km)	4 imágenes al día	NOAA-16 NOAA-14
		(*) El NOAA-16 desdobra el canal tres en dos 3.a para medidas con sol y 3.b para medidas nocturnas (corresponde al viejo canal que disponían los anteriores satélites NOAA)				
LANDSAT	TM ETM ^(*)	0,45-0,52 (Azul) 0,52-0,60 (Verde) 0,63-0,69 (Rojo) 0,76-0,90 (IRp) 1,55-1,75 (IRm)	30x30 m ² (185 km)	16 días	Landsat-5 (1-3-85) Landsat-7 (15-4-99)	
		10,4-12,5 (IRt)	120x120 m ² *(60x60 m ²)			
		2.08-2.35 (IRm)	30x30 m ²			
(*) El último Landsat-7 mejora el sensor con el ETM+ que baja la resolución del canal térmico y añade el canal pancromático (0,52 - 0,90 µm) 15x15 m ²						
SPOT	HRV HRVIR ^(*)	XS1 XS2 XS3 XS4 ^(*) P	0,5-0,59 (Verde) 0,61-0,68 (Rojo) 0,79-0,89 (IRp) 1,58-1,75 (IRm) 0,51-0,73	20X20 m ² (60 km) 10X10 m ²	26 días	Spot-4
		(*) a partir del SPOT-4 se incorpora el 4º canal con el sensor mejorado HRVIR				
IKONOS	PAN	0,45-0,90(Pancromática)	1x1 m ²	(*)	Ikonos-2	
	MS	0,45-0,53 (Azul) 0,52-0,61 (Verde) 0,64-0,72 (Rojo) 0,77-0,88 (IRp)	4x4 m ² (11km)			
		(*) Esta operativo desde septiembre de 1999, la grabación de imágenes no se hace de forma continua sino solo de modo programado, se tiene la posibilidad de programar cada aproximadamente 2,6 días una zona de terreno con la resolución de 1x1 m ² Es el primer satélite de alta resolución puramente comercial				
AVHRR: Radiómetro avanzado de muy alta resolución HRV: Radiómetro de alta resolución en el visible NOAA : Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (USA) SPOT : Satélite de prueba para la observación de la Tierra TM : "Mapeador" Temático VA : Vapor de agua VIS : Visible Irp: Infrarrojo próximo, IRm: medio, IRm: térmico, PAN, P: canal pancromático						



dimensión tres (Filas, Columnas, Número de bandas). Cada uno de los elementos de dicha matriz se denomina pixel (*picture element*) y toma un valor denominado nivel digital (ND) que corresponderá a la codificación digital de la radiación medida en una de las bandas espectrales cuando el sensor apuntaba a una área elemental de terreno cuyas coordenadas vienen reflejadas por la fila y la columna en dicha matriz. Se entiende por *resolución espacial* del sensor la mínima área de terreno observada por el sensor (corresponde a los pixel en la traza del satélite), por ejemplo para el NOAA como vemos en la Tabla 1 es de 1,1x1,1 km. La anchura, respecto a la traza, de las franjas barridas por el sistema óptico y el número de píxeles en que se divide dicha franja explica, que parecidas órbitas generen muy diversas resoluciones espaciales y temporales, por ejemplo: el satélite NOAA al cubrir una franja de 2.400 km no deja terreno sin observar en dos órbitas sucesivas y trabaja con una resolución espacial aproximada de 1 km² para poder operar con esa gran anchura de barrido; el LANDSAT cubre una anchura de 185 km, lo que le permite mejorar la resolución espacial a los 30x30 m pero a cambio deja una amplia franja de terreno sin observar en dos pasos sucesivos, así hasta transcurridos 16 días no consigue tener registrado todo el globo terráqueo. Otros satélites como el SPOT o el IKONOS pueden realizar observaciones laterales para conseguir mejorar la resolución temporal.

La codificación digital de la radiancia medida al DN se hace en binario (bits), lo más común es trabajar con un byte (8 bits) por lo que podremos tener 2⁸ niveles (0 a 255), se entiende por *resolución radiométrica* la calidad de dicha codificación, es decir la capacidad de discriminar niveles o intensidades de la radiancia espectral y vendrá dada por el número de

bits utilizados en la digitalización (por ejemplo el IKONOS utiliza 11 bits, el NOAA 10 bits, el LANDSAT o el METEOSAT 8 bits). Como la mejor manera de observar las imágenes es visualizarlas, se suele aplicar una escala de grises a la misma, de manera que el ND mínimo toma color blanco y el máximo el color negro, o viceversa, siendo más o menos grises los valores intermedios. Es por ello por lo que se suele utilizar el termino "nivel de gris" para referirse a los valores del nivel digital de cada pixel en la imagen.

En la Figura 1 mostramos en forma de mosaico ejemplos de imágenes de los diferentes satélites, y así poder apreciar visualmente la resolución espacial que consigue cada plataforma. Las imágenes a color del LANDSAT, SPOT e IKONOS que se muestran se han generado como un RGB de "Falso color" con los canales IRp, Rojo y Verde de sus sensores, es decir se generan los "falsos colores" combinado los colores rojo (R), verde (G) y azul (B) en función al ND de las tres bandas; así en función de la firma espectral de las diferentes superficies se forman diferentes colores: las zonas de regadíos suelen presentarse en rojos intensos, las zonas forestales con marrones rojizos, la zona urbana como azules oscuros, zonas blancas suelen ser suelos sin casi vegetación. Como ejemplo de imagen NOAA hemos incluido un NDVI (índice de vegetación diferencia normalizada): $(IRp-Rojo)/(IRp+Rojo)$, este índice, que comentaremos más adelante, muestra el grado de actividad fotosintética para cada pixel. Finalmente incluimos la imagen del infrarrojo térmico, IRt, del METEOSAT, que reflejará una escala térmica.

Adquiridas las imágenes se hace necesario un preprocesado, en el que: se georeferencia la imagen, se eliminan los efectos atmosféricos, se detectan y eliminan

los píxeles nubosos. Las nubes son "opacas" para los intervalos espectrales en que trabajan los sensores pasivos limitando la disponibilidad de imágenes y perturbando los resultados, sin embargo son irrelevantes para medidas de los sensores activos, ya que para las longitudes donde operan los radares las nubes se pueden considerar "transparentes" y permiten tener datos de tierra para días nublados.

La vegetación: respuesta espectral

Como inicio de las bases de la aplicación de la teledetección en el estudio de la cubierta vegetal analizaremos la respuesta espectral de la vegetación, describiendo la curva de reflectancia espectral de una hoja vegetal sana.

La Figura 2 muestra la reflectancia $R(\lambda)$ de diferentes superficies naturales: suelo desnudo, agua y vegetación. Como observamos cada tipo de superficie tiene un comportamiento propio lo que en teledetección denominamos "firma espectral" y que pone las bases para una identificación de cada tipo de superficie por el comportamiento espectral. Por supuesto las curvas descritas son genéricas, cuando se realizan medidas experimentales a través de sensores utilizados en teledetección hay gran número de variables que pueden enmascarar el comportamiento real de dicha superficie: ángulos de posición del sol y del sensor, textura de la superficie, efectos atmosféricos, humedad, etc. Obviamente si minimizamos los efectos de las variables no deseadas podremos extraer no solo qué tipo de superficie estamos observando sino propiedades específicas. Por ejemplo

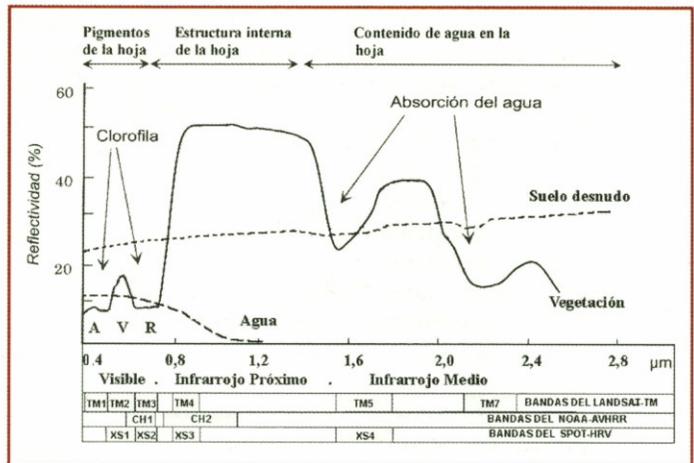


Figura 2. Firma espectral de: agua, suelo desnudo y vegetación. Explicación más detallada para la curva de vegetación. Al pie de la figura bandas para los satélites más usuales

para agua; a parte de detectar su presencia en la imagen, se puede analizar el grado de turbiedad, profundidad, contenido de clorofila, etc.

En la Figura 2 mostramos la curva de reflectividad típica de la vegetación sana, indicando las regiones espectrales más significativas de ella y las causas predominantes de la forma de dicha curva para distintas longitudes de onda. En el visible presenta valores bajos, con un máximo relativo en 0,5 μm (color verde); en la banda del IR próximo tenemos un aumento muy brusco, manteniendo valores altos hasta aproximadamente 1,3 μm que inicia un progresivo descenso, con nuevos mínimos relativo dentro de la tendencia general, a medida que aumenta la longitud de onda.

Como marcamos en la Figura 2, para el intervalo espectral del visible son los pigmentos los principales responsables de la baja respuesta espectral en la hoja: la clorofila es particularmente importante con sus dos bandas principales de absorción en el rojo y el azul, al efecto de

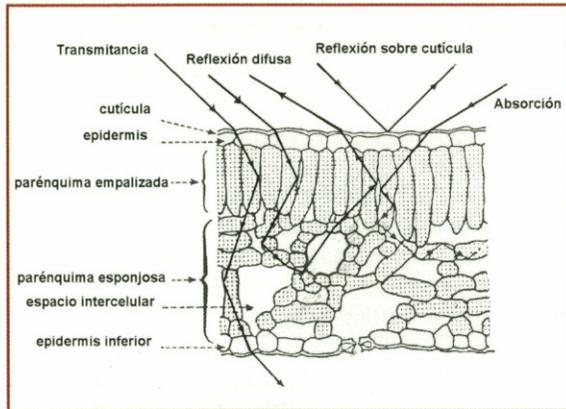


Figura 3. Corte de una hoja con sus partes y procesos de interacción de la radiación incidente sobre ella

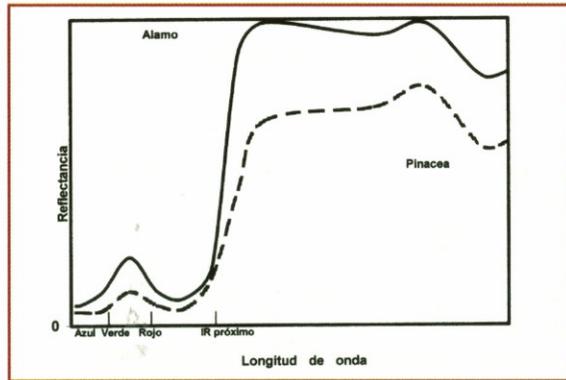


Figura 4. Curvas de reflectancia en visible e IRp para una hoja de álamo (ancho) y una pinácea (aeiçular). Fuente: adaptada de VERBYLA(1995)

la clorofila tenemos que sumar otros pigmentos como carotenos y xantofilas (pigmentos amarillos) y las antocianinas (pigmentos rojos). Los carotenos y xantofilas están presentes a menudo en las hojas verdes pero actúan solo en la región del azul y su efecto se ve enmascarado por la clorofila presente. Sin embargo cuando una planta empieza a marchitarse, frecuentemente desaparece la clorofila y el efecto de estos otros pigmentos naturales se hacen dominantes.

Esta es la causa principal de la coloración amarilla en otoño de muchas hojas (GANDIA, 1991; GUYOT, 1990).

En la región del IR próximo, por comparación con el espectro visible, la característica de cualquier tipo de vegetación sana es una alta reflectividad, transmitancia igualmente elevada y una absorción de la hoja prácticamente nula. Para la mayor parte de la vegetación podemos detectar aproximadamente un 45-50% de reflectividad, un 45-50% de transmisividad y menos de un 5% de absorción en las longitudes de onda del IR próximo. Es precisamente la estructura celular de las hojas la que explica dicho comportamiento.

Analizando un corte típico de una hoja de frondosa en la Figura 3. Encontramos primeramente la cutícula cerosa que tiene un alto grado de reflectividad en esta banda del IR próximo, el parénquima en empalizada debido a su especial geometría limita la transmitancia de la radiación y es donde tenemos la mayor absorción en el IR. Finalmente el parénquima esponjoso del mesófilo con su estructura de células esféricas sin orientación y lagunas de aire y líquido genera interfases con muy diferentes índices de refracción y permite una reflexión o transmisión de toda la radiación que le llega. Es decir la principal causa de esta alta reflectividad de la vegetación está en esa estructura celular lagunar del parénquima esponjoso, esto hace que tengamos en función del tipo de hoja o el contenido de agua en dichas cavidades un diferente grado de reflectividad. Como regla general cuando las hojas son menos "carnosas" hay menor grado de reflectividad (por ejemplo: de forma general la Figura 4 muestra la reflectancia de hojas de pináceas frente a la de álamo) (VERBYLA, 1995) y cuanto mayor sea el contenido de agua bajará dicha reflectividad debido principalmente al

aumento de la absorción de las moléculas de agua. Este mismo cambio de reflectividad para los diferentes tipos de hojas, se puede apreciar en las fases de desarrollo de la hoja, desde su brote hasta su madurez. En la Figura 5 podemos apreciar los cambios entre las curvas de reflectividad de suelo y vegetación y los sentidos de variación en el crecimiento del cultivo y en su proceso inverso de senescencia (GUYOT, 1990).

Finalmente, siguiendo el análisis de la reflectividad de la Figura 2, en el IR medio es el contenido en agua el determinante fundamental. La absorción de las moléculas de agua es causante del descenso gradual de la reflectividad hasta valores nulos y los mínimos relativos observados en las longitudes de onda 1,4 μm , 1,9 μm y 2,7 μm . En general mayor grado de humedad de las hojas produce menor reflectividad por el aumento de absorción que se aprecia fundamentalmente en el IR medio y en menor grado en el IR próximo. La Figura 6 que recoge la curva de absorción del agua explica claramente estos efectos que también se manifiestan en los suelos en función de su humedad.

Para el paso a las reflectancias reales de una cubierta forestal debemos tener en cuenta no solo la aportación de las hojas sino también el efecto del fondo (reflectividad del suelo, estratos herbáceos y arbustivo bajo las copas), la corteza, las piñas (en coníferas), la estructura geométrica en la distribución de hojas y tallos, etc. Es decir la curva final de reflectividad difiere de la obtenida en el laboratorio para una hoja vegetal y hace necesario en muchas ocasiones utilizar modelos complicados para generar reflectancias reales de cubiertas vegetales.

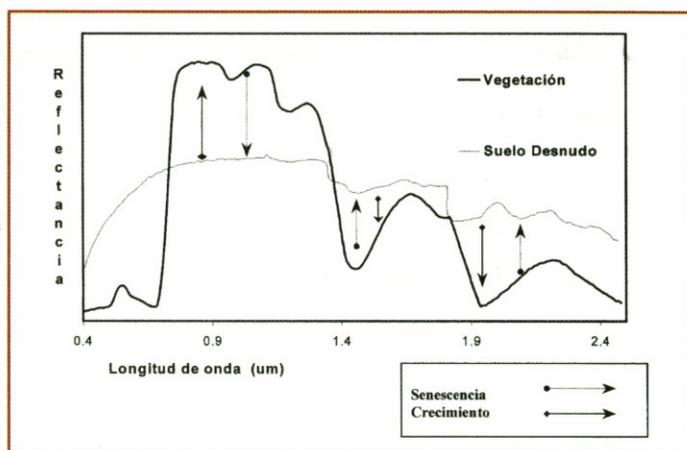


Figura 5. Representación de los cambios de reflectividad de una cubierta vegetal en los procesos de crecimiento y senescencia

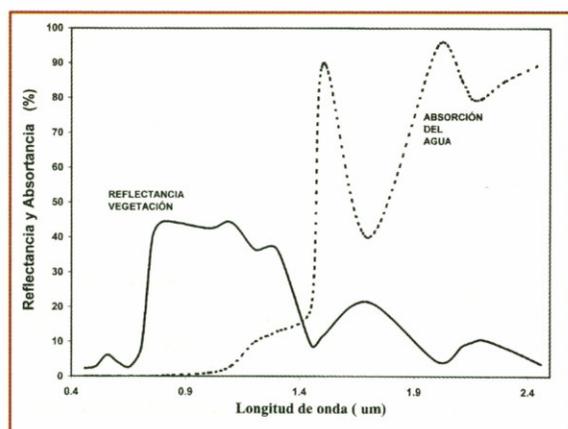


Figura 6. Absortancia del agua frente a la curva de reflectividad de vegetación sana

Además, debemos recordar que los satélites utilizados solo miden en unos pocos intervalos de longitud de onda. Por ejemplo el LANDSAT mide en siete bandas y una es del infrarrojo térmico, es decir solo aporta seis datos en la curva espectral de reflectividad. Todos los satélites diseñados en el estudio de la cubierta vegetal tienen un canal midiendo en el visible (rojo) y otro en el IR próximo, y

así teniendo en cuenta el especial comportamiento de la vegetación en estas bandas se generan los *índices de vegetación* para evaluar este salto brusco de la reflectividad, como se observa en la Figura 2 solo se da en las superficies vegetales sanas.

Índices de vegetación

Es el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) el índice de vegetación más comúnmente utilizado en teledetección debido a su sencillez de cálculo y al ser normalizado corrige algunos efectos no deseados que enmascaran el efecto puro del salto en reflectividad del Rojo al IRp de la vegetación:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{IR}_{\text{próximo}} - \text{Rojo}}{\text{IR}_{\text{próximo}} + \text{Rojo}}$$

Con un rango de variación de $-1 \leq \text{NDVI} \leq +1$, toma siempre valores positivos para suelos con vegetación ya que en suelos con vegetación la reflectividad aumenta singularmente al pasar del Rojo al IR próximo. Con mayor cubierta vegetal o más activa fotosintéticamente el índice irá aumentando. Los valores negativos se dan en superficies de agua, para nubes se dan valores muy próximos al cero y para suelos desnudos valores positivos pero bajos.

Dentro del amplio grupo de índices de vegetación existentes, deberíamos destacar los basados en la línea de suelo (relación lineal entre la reflectividad para suelos desnudos de las bandas del Rojo e IRp) que tiene en cuenta el posible efecto de fondo del suelo. Como ejemplo podemos definir el índice: PVI (Índice de Vegetación Perpendicular) que mide distancias perpendiculares a la línea de suelo.

Línea del suelo: $\text{IRp} = a + b \cdot \text{Rojo}$ con a y b los coeficientes del ajuste lineal

$$\text{PVI} = \frac{(\text{IRp} - a \cdot \text{Rojo} - b)}{\sqrt{a^2 + 1}}$$

Son multitud los estudios realizados buscando la relación de los índices de vegetación con magnitudes más clásicas en estudios agroforestal (STEVEN Y CLARK, 1990; GUYOT, 1995). La relación entre el NDVI y la APAR (radiación fotosintéticamente activa absorbida) es lineal con muy buenas correlaciones. La relación del LAI (índice de área foliar) con el NDVI está también muy analizada, resultando una relación lineal para LAI bajos; pero con el aumento del LAI, aproximadamente por encima de cuatro ó cinco (valores fácilmente alcanzables en los bosques peninsulares), el NDVI se satura perdiéndose la capacidad de deducir, sin grandes errores, el LAI a través del valor del NDVI de la imagen.

Teniendo en cuenta las relaciones mostradas del NDVI con la APAR y la clara relación de la biomasa producida (o producción primaria neta NPP) y la APAR que capta la cubierta vegetal, es fácilmente deducible la potencialidad de la suma acumulada del NDVI en un intervalo temporal con la biomasa generada por una cubierta vegetal:

$$\text{Biomasa o NPP} = \int_{t_1}^{t_2} \epsilon(t) \cdot \text{APAR}(t) \cdot dt$$

donde $\epsilon(t)$ es la eficiencia de conversión de radiación absorbida en biomasa que depende de la especie y de la calidad de estación.

Al suponer una relación lineal entre APAR y NDVI y aproximar $\epsilon(t)$ como constante podemos proponer como

expresión más simplificada la relación lineal de la biomasa generada por la cubierta vegetal y la suma acumulada del NDVI:

$$\text{Biomasa} = a + b \sum_{t_1}^{t_2} \text{NDVI}$$

Esta técnica ha sido bastante aplicada y estudiada para estimaciones de rendimientos de cultivos agrícolas (STEVEN Y CLARK, 1990) y también para biomasa en masas forestales (GHOLZ *et al.*, 1997). Obviamente también se han desarrollado modelos de producción más elaborados teniendo en cuenta las eficiencias de conversión y utilizando la teledetección para introducir a través del NDVI la radiación captada u otros parámetros necesarios en los modelos.

Unida a la información puramente espectral, lo visto hasta el momento, el análisis de las imágenes permite extraer información de su estructura espacial. También con sucesivas imágenes de la misma zona podemos tener un análisis temporal para una discriminación de tipos de cubiertas no diferenciables en una sola fecha o para una detección de cambios de la cubierta, por ejemplo: reforestación o deforestación, incendios, actuaciones sobre un monte, seguimiento de ciclos fenológicos, etc. Como ejemplos de aplicación de la información espacial, a través de un análisis de la textura de la imagen, se puede discriminar estructuras en plantaciones regulares como son frutales o repoblaciones frente a cubiertas naturales en que no mantienen una estructura espacial tan regular, y por lo tanto muestran mayor textura que la resultante de plantaciones, ello a pesar que el comportamiento espectral sea tan similar que lo haga indistinguible por su firma espectral. GORDON Y PHILIPSON (1986) aplican dicha técnica para discriminar

plantaciones de frutales con bosques naturales de caducifolias que espectralmente les resultaba muy difíciles de discriminar.

En muchas ocasiones se ha utilizado el seguimiento temporal del NDVI al estudio del estado de la cubierta vegetal, por ejemplo en cultivos agrícolas para analizar el ciclo fenológico y detectar anomalías en el desarrollo. Para masas forestales índices basados en dicha serie temporal del NDVI permiten tener estimadores del riesgo de incendios. Por ejemplo el índice de Verdor relativo, RGI, que es el valor del NDVI de cada pixel, escalado entre los valores máximo y mínimo del NDVI en ese mismo pixel para una serie de años. Es decir:

$$\text{RGI} = \text{Verdor} = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min}}{\text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min}} \cdot 100$$

Siendo sus valores extremos 0 y 100. Cuando el verdor es máximo, el vegetal está en su máximo grado de actividad para toda la serie temporal analizada y cuando el valor es bajo tenemos mínima actividad. Este índice, combinado con información de la inflamabilidad de cada especie forestal, está siendo usado por el servicio Forestal Americano en Oklahoma como indicador de riesgo de incendio. Otro índice similar desarrollado en el LATUV (Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid) y utilizado para generación de mapas de riesgo de incendio forestal es PA: pendiente acumulada del NDVI (ILLERA *et al.*, 1995), que se ha demostrado un buen indicador de riesgo para grandes incendios forestales (superficies quemadas mayores a 500 ha):

$$\text{PA} = \sum_{i=1}^n \frac{(\text{ndvi}(t_i) - \text{ndvi}(t_{i-1}))}{(t_i - t_{i-1})}$$

En general como observamos son índices que miden el grado de estrés hídrico, a través de la disminución del NDVI, que supone un aumento de riesgo de incendio y está relacionado con la productividad forestal.

Otros parámetros de interés

A través de la teledetección también se pueden obtener magnitudes de gran interés en el seguimiento del mundo vegetal: temperaturas del suelo y del aire, humedad relativa, evapotranspiración, radiación solar.

La temperatura de la superficie se obtiene obviamente a través de los canales térmicos, por ejemplo el canal 6 del LANDSAT o los 4 y 5 de los NOAA.

Para satélites que solamente dispongan de un canal de medida en el IR térmico, por ejemplo el LANDSAT, es obligado plantear la ecuación de transferencia radiativa en la atmósfera para esas longitudes de onda y deducir, eliminado el efecto de la atmósfera y la emisividad de la superficie, la temperatura de la superficie en función de la radiancia que detecta el sensor del satélite y la ley de Planck del "cuerpo negro". En satélites que miden en dos canales, como es el NOAA, se han buscado ecuaciones empíricas, denominadas split-window, que buscan la temperatura de superficie en función de la temperatura aparente o de brillo de un canal y la diferencia de temperatura de brillo entre los dos canales:

$$T_s = a_0 \cdot T_4 + a_1 \cdot (T_4 - T_5) + a_2$$

T_s : temperatura del suelo

T_4 y T_5 : temperaturas de brillo de los canales térmicos 4 y 5 (temperatura que resulta aplicando la ley de Planck a la radiancia que le llega al satélite)

a_0 a_1 a_2 : coeficientes experimentales del ajuste

Este método inicialmente se aplicó a la temperatura de la superficie del mar, con precisión de décimas de grado. Cuando se empezó a utilizar en suelo los resultados eran menos precisos debido a la mayor variabilidad. Para mantener la precisión se han desarrollado mejoras en los métodos de estimación de los coeficientes a_0 , a_1 , a_2 y así mantener precisiones menores de un grado. Por ejemplo podemos señalar el trabajo de CASELLES *et al.* (1996) de la Universidad de Valencia, que introduce el NDVI como estimador de la emisividad para conseguir errores entorno a medio grado en medidas sobre la superficie terrestre.

Para la estimación de la *radiación solar global* nos debemos apoyar en satélites con buena resolución temporal para detectar los posibles cambios de nubosidad. Las otras variables importantes, para evaluar la radiación recibida en la superficie, como posición geográfica, hora del día y día del año no presentan ninguna dificultad en evaluar su influencia en los resultados. En general los modelos empíricos como el desarrollado por ILLERA *et al.* (1995) en el LATUV dan resultados muy satisfactorios siendo como hemos comentado la nubosidad el elemento que reduce la precisión de estimaciones:

$$R_s = a + b \cdot \cos \theta_s + c \cdot I_{\text{Nubosidad}} \cdot ND + d \cdot T$$

R_s = radiación solar global

$\cos \theta_s$ = coseno ángulo cenital solar

$I_{\text{nubosidad}}$ = índice de nubosidad, se obtiene mediante el canal VIS del METEOSAT

ND = nivel digital

T = hora del día

a , b , c , d : coeficientes del ajuste por regresión lineal

Otro de los parámetros de gran interés es la *evapotranspiración*. En general los

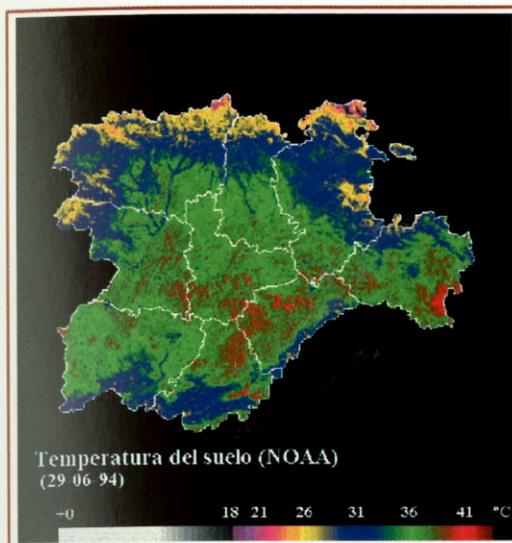


Figura 7. Temperatura del suelo obtenida mediante NOAA para Castilla y León

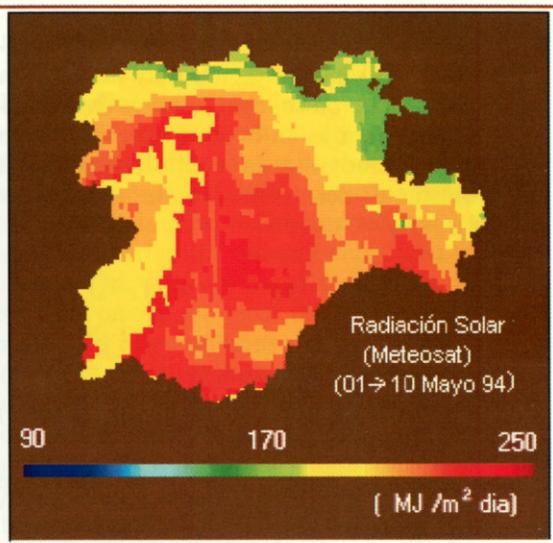


Figura 8. Radiación solar incidente en diez días, obtenida mediante 3 imágenes diarias del Meteosat

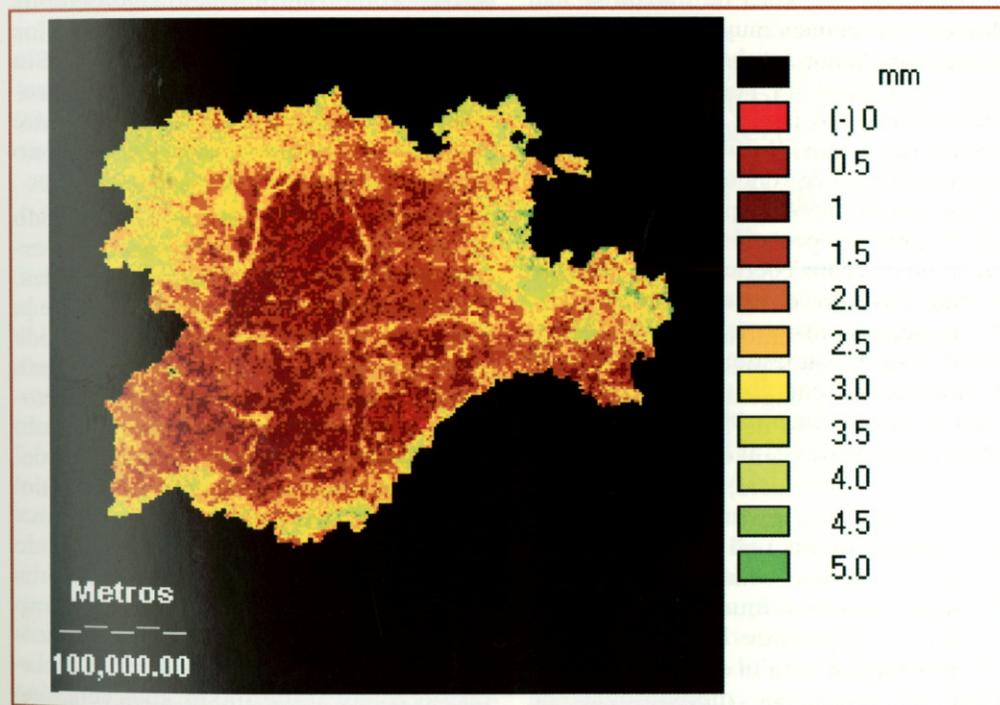


Figura 9. Imagen de ET real media diaria, obtenido por teledetección para el periodo 29/8 al 7/9, 1994

resultados son menos precisos; pero disponer de valores reales de evapotranspiración es una aportación muy destacable. La estimación se logra a través del balance de energías en la superficie poniendo como incógnita la evapotranspiración existente del calor latente (SEGUIN Y ITIER, 1983):

$$ET_{\text{real}} - R_n = A + B (T_s - T_a)$$

con:

ET = evapotranspiración

Rn = radiación neta (onda larga+corta) sobre la superficie

(Ts-Ta) = temperatura de la superficie menos temperatura del aire

A, B: coeficientes de ajuste que dependen de parámetros locales y de rugosidad del terreno

Siguiendo esta línea de trabajo se han llegado a resultados muy satisfactorios en agricultura, siendo mucho más complicado para zonas forestales. Podemos señalar los trabajos seguidos por el grupo de investigación del INRA (Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas) de Francia (LAGOUARDE, 1991) que han buscado generalizar la ecuación, introduciendo expresiones de los coeficientes A y B para diversos tipos de cubierta vegetal.

Como complemento a este apartado en las Figuras 7, 8 y 9 presentamos respectivamente las imágenes obtenidas en nuestro laboratorio de las tres magnitudes comentadas para Castilla y León: temperatura del suelo, radiación solar global acumulada para una década y la evapotranspiración real en una década. Las tres imágenes esta corregidas geométricamente y remuestreadas a una resolución espacial de 1x1 km. La imagen de temperatura del suelo se ha generado siguiendo la metodología de CASELLES *et al.* (1996) para el satélite

NOAA. Para la radiación solar se han utilizando imágenes METEOSAT y se sigue el modelo de ILLERA *et al.* (1995). Finalmente, para la imagen de evapotranspiración real se ha seguido la metodología de LAGOUARDE (1991) y se han combinado las imágenes NOAA y METEOSAT y la temperatura del aire proporcionada por el INM (Instituto Nacional de Meteorología).

APLICACIÓN DE LA TELEDECCIÓN EN ESTUDIOS DE MASAS FORESTALES: VARIABLES DASOMÉTRICAS

Aunque en general han sido mucho más numerosas las aplicaciones en temas agrícolas la teledetección está mostrándose una buena herramienta para el seguimiento de los bosques y su gestión. En temas como deforestación, incendios forestales o clasificación y cartografía los resultados ya son muy satisfactorios. Sin embargo, la estimación de variables dasométricas y el estudio de relaciones entre imágenes de satélite y estas variables no ha sido tan profusa como cabría esperar.

A finales de los ochenta y, sobre todo en la última década, parece haberse despertado el interés por estudios forestales. FRANKLIN (1986) realiza un análisis de la estructura y composición de masas de coníferas, al igual que COHEN Y SPIES (1992) para el abeto douglas (*P. menziesii* Mirb.) en el pacífico encontrando buena correlación entre la densidad del estrato dominante y la variabilidad del tamaño del árbol. DANSON Y CURRAN (1993) estudian la estructura de copa de una masa forestal obteniendo mejores resultados en el infrarrojo cercano HVR(XS3) del satélite SPOT. OLSSON (1994), diferencia zonas sometidas a claras y zonas testigo (sin intervención) mediante el incremento de la reflectancia

después de las cortas estableciendo una regla discriminante para tal fin. Estos estudios constituyen solo unos pocos ejemplos de la preocupación por dar utilidad dasométrica a los datos adquiridos mediante sensores remotos.

Para la estimación de variables dasométricas como, por ejemplo, el volumen de las masas forestales, los estudios indican cierta relación entre los datos de campo y las medidas de satélite. Por ejemplo AHERN *et al.* (1991) establecen una correlación de 0,8 utilizando el canal 4 del LANDSAT y nueve grupos de volúmenes; ARDÖ (1992) relaciona el canal 5 con los volúmenes con correlaciones similares; GEMMELL (1995) sigue la metodología similar a Ahern pero con cuatro grupos de volumen y la reflectividad del canal 5 llega a correlaciones de 0,9. Finalmente, FAZAKAS *et al.*, (1999) deja de lado la regresión y utiliza la metodología conocida como k-vecino más próximo, ponderando la inversa del cuadrado de la distancia entre dos parcelas, con valores obtenidos por el sensor TM y tiene errores de estimación del volumen de 4,6%.

Como pionero en Europa el centro de INRA en Burdeos proyecta un seguimiento de talas o cortas a hecho a través de las imágenes del satélite LANDSAT del bosque de las Landas. Esta vigilancia unida a los datos obtenidos a través del inventario forestal permitirá estimar anualmente el volumen de madera extraído hasta un nuevo inventario. Las condiciones del bosque de las Landas, de aproximadamente un millón de hectáreas fundamentalmente de pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) y ortográficamente plano, lo hacen el más propicio para dicho desarrollo y por otra parte debemos recordar que este bosque suministra una cuarta parte de toda la madera industrial y una quinta parte de toda la utilizada en la construcción en Francia.

En nuestro país podemos mencionar los trabajos de SALVADOR Y PONS (1997) que tratan de ajustar datos del TM con el LAI (Índice de área foliar) y el recubrimiento de copas obtenido del inventario forestal de Cataluña, sin buenos resultados. CUEVAS *et al.*, (1996) clasifica zonas significativamente diferentes respecto a sus características dasométricas con el sensor TM, pero sin cuantificar el recurso que puede albergar un determinado rodal. En otros trabajos del mismo autor (CUEVAS *et al.*, 2000a, 2000b), esta vez utilizando el satélite indio IRS-WiFS, se estima la superficie cubierta por las copas en pinares de pino piñonero (*Pinus pinea* L.) en Cádiz obteniendo su distribución espacial y se separan zonas con diferencias estadísticamente significativas en su área basimétrica con los valores de NDVI de WiFS, respectivamente, en ambos casos con datos del IFN2.

MODELIZACIÓN DE EXISTENCIAS FORESTALES MEDIANTE IMÁGENES LANDSAT Y PARCELAS DEL IFN2: UN EJEMPLO PRÁCTICO PARA EL *PINUS SYLVESTRIS* EN AL ALTO VALLE DEL EBRO

Dentro de estas líneas de estudio vamos a presentar como ejemplo el trabajo desarrollado en nuestro laboratorio para la búsqueda de un modelo de existencias utilizando como datos de suelo los obtenidos del IFN2 y como imágenes las del satélite LANDSAT-5.

El IFN2 es un proyecto de toma de datos en campo de existencias forestales y entre sus objetivos se incluye el servir como ayuda en la planificación y gestión de los recursos forestales (DGCN, 1998). Bajo este punto de vista la teledetección también constituye una herramienta puesta al alcance del gestor forestal, y así se

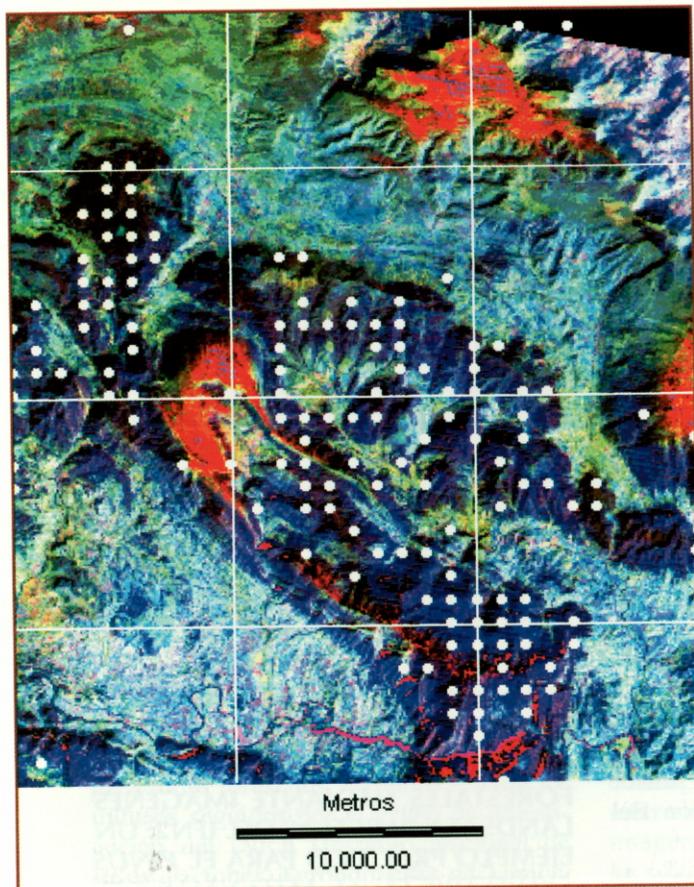


Figura 10. RGB de la imagen LANDSAT utilizada en el estudio y la localización de las parcelas del IFN2 que se han utilizado

ha demostrado en los numerosos estudios de clasificación de masas, evaluación de índices de peligro de incendios forestales y seguimiento de masa, como ya hemos comentado anteriormente.

Para la elaboración de este estudio se han utilizado 117 parcelas del IFN2, cuyos datos dasométricos han sido extraídos mediante el programa BASIFOR[®], elaborado por el Departamento de Producción Vegetal de la Universidad de Valladolid en colaboración con la E.T.S. de Ingenieros de Montes de la

Universidad Politécnica de Madrid y el Departamento de Selvicultura del CIFOR-INIA. Los parámetros de corte (Río *et al.*, 2001) para la elección de las parcelas fueron las coordenadas UTM del área de estudio (471.000, 4.733.000 y 499.000, 4.767.000), especie *Pinus sylvestris* L. y, para que el pino albar fuera la especie dominante en la parcela, se estableció un criterio de área basimétrica donde se despreciaban las parcelas con valores menores de 10 m²/ha para la especie objeto de estudio. De entre los datos tomados en el IFN2 nos quedamos con el volumen con corteza, en m³/ha, por ser la variable que queremos estimar mediante los datos aportados por el satélite, con unas existencias medias de 123,16 m³/ha. (min.: 23,42; max.: 482,15; desviación típica: 76,1).

La imagen utilizada corresponde a la captada el 12 de marzo de 1996. Se trata de una miniescena de 50 x 50 km de la escena 251-30, centrada en 42° 55' N y 3° 10' W. Preprocesada en Fucino Italia y adquirida por el Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid (LATUV). El tratamiento digital de la imagen consistió en una georeferenciación con puntos de control, en concreto más de veinte, remuestreo de la imagen mediante transformación lineal y transferencia con el vecino más próximo con un RMSE de 1,14 píxeles. Posteriormente se localizaron las parcelas en la imagen (Figura 10) y se extrajo su nivel digital, transformado a reflectividad mediante los coeficientes de calibración para cada banda proporcionados por el programa Landsat para esa

fecha. El canal 2 presentaba un bandeo excesivo, achacado a un defecto en los detectores de dicha banda, por lo que se decidió prescindir de él. El análisis de reflectividades mostró un gran número de valores negativos para el canal 3 por lo que tampoco fue utilizado en el estudio.

Resultados

El análisis estadístico de los datos consistió en un estudio de la correlación entre las variables independientes (reflectividades de cada canal y combinación de canales) y la variable objetivo (volumen con corteza). El estudio de correlación incluyó también el logaritmo de los valores por ser los modelos alométricos ampliamente contrastados y aceptados en las leyes que rigen la evolución de las variables forestales.

Como puede observarse en la Tabla 2, la correlación es muy pobre, si bien presenta una alta significación (en negrita). Este hecho, de baja correlación y significancia, también fue encontrado por otros autores como AHERN *et al.*, (1991), GEMMELL (1995) y HYYPPÄ *et al.*, (2000). La manera de solucionar este importante inconveniente según

Tabla 2. Matriz de correlación. R_i es la reflectividad del canal y captada por el satélite. V_{cc} es el volumen maderable con corteza

	V_{cc}		$\ln(V_{cc})$
R1	-0,17566 0,0582	Ln(R1)	-0,18761 0,0428
R4	-0,22142 0,0164	Ln(R4)	-0,19351 0,0366
R5	-0,33023 0,0003	Ln(R5)	-0,331231 0,0003
R7	-0,24577 0,0076	Ln(R7)	-0,20207 0,0289

Tabla 3. Agrupación de las parcelas en grupos de volumen medio, entre paréntesis rango de variación

Test de Tukey	Cantidad de volumen	Volumen (m^3/ha)	Número de parcelas
A	Muy baja	61,8 (23,4-86,1)	39
B	Baja	98,0 (89,9-112,9)	26
C	Alta	151,4 (114,1-204,6)	39
D	Muy Alta	300,3 (213,3-482,1)	13

FRANKLIN (1986), es la agrupación de los datos en clases discretas para asegurar un amplio rango de variación de las variables dasométricas de interés y compensar parcialmente la heterogeneidad espacial de las masas a escala de parcela. GEMMELL (1995) da una explicación similar cuando establece que la utilidad de la reflectividad a nivel de parcela es limitada y no lo es, por ejemplo, a nivel de rodal, con una superficie mucho mayor y concluye que la utilidad de los datos de satélite para predecir el volumen depende de la homogeneidad de la masa, que a su vez, está relacionada con el volumen. Estos estudios fueron realizados en masas boreales muy homogéneas y topografía suave en la mayoría de los casos, por lo que la aplicación de esta metodología a masas de transición mediterránea-eurosiberiana del Alto Valle del Ebro ha de ser contrastada.

Para la agrupación de nuestros datos se tiene en cuenta el concepto de cantidad de volumen, de manera que en lugar de establecer clases discretas con un mismo rango de volumen vamos a establecer grupos que determinen cantidades de volumen a nivel de rodal. La Tabla 3 muestra la agrupación de los datos según sus valores medios en cuatro grupos sig-

Tabla 4. Matriz de correlación de los datos agrupados según clase de volumen

	Vcc		Ln(Vcc)
R1	-0,98086 0,0191	Ln(R1)	-0,98795 0,0121
R4	-0,96063 0,0394	Ln(R4)	-0,88953 0,1105
R5	-0,95220 0,0478	Ln(R5)	-0,96756 0,0324
R7	-0,99185 0,0081	Ln(R7)	-0,94958 0,0504

nificativamente distintos entre sí según el Test de medias de Tukey.

Una vez agrupados los datos la correlación se mejora, como puede observarse en la Tabla 4. El mejor análisis de varianza obtenido fue el que utilizaba el canal 7 como variable independiente (Tabla 5).

Este modelo sólo puede utilizarse con ciertas garantías dentro del rango de reflectividades que varía entre 0,030 y 0,039, siendo la variación real entre 0,0196 y 0,0449. Además la diferencia entre valores observados y predichos es

en algunos casos de casi el doble. De este hecho se deduce que, aún tratándose de valores significativamente distintos entre sí según el volumen, las reflectividades son en todos los casos muy parecidas debido, en parte, a la influencia que la pendiente o la orientación tienen a la hora de diferenciar rodales de distinto volumen, en zonas con fisiografía montañosa, utilizando datos radiométricos (ST-ONGE, 1999; BRAVO-OVIEDO Y DELGADO, 2002). Para evitar esta distorsión realizamos grupos por reflectividades (GEMMEL, 1995) significativamente distintos entre sí, tal y como se puede ver en la Tabla 6.

El mejor valor de correlación se ha obtenido para el logaritmo de la reflectividad del canal 7, (-0,94974) siendo también el modelo que mejores resultados ofrece. La Tabla 7 muestra el análisis de varianza del modelo alométrico para este canal.

Los modelos alométricos linealizados mediante transformación logarítmica, ampliamente utilizados en la modelización forestal, presentan el inconveniente que la recta de regresión pasa por la

Tabla 5. Análisis de varianza del modelo lineal para el canal 7

FUENTE	GRADOS DE LIBERTAD	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADOS MEDIOS	VALOR DE LA F	PROB>F
Modelo	1	32521,33648	32521,33648	121,258	0,0081
Error	2	536,40065	268,20032		
Total	3	33057,73713			
	MSE	16.37682	R ²	0.9838	
	DEP MEAN	152.93386	R ² AJUSTADO	0.9757	
	C.V.	10.70843			
Parámetros estimados					
Variable	Grados de Libertad	Parámetro Estimado	Error Estándar	T para Ho Parámetro=0	Prob > T
Intercep	1	1457,0336	118,71125	12,274	0,0066
R7	1	-37465	3402,3247	-11,012	0,0081

Tabla 6. Valores medios de reflectividad y volumen maderable y rango de variación (entre paréntesis) según grupos de reflectividad

GRUPO Señ Test de Tukey	Ref	Vcc
A	0,0196 (0,0155-0,0204)	155,35 (40,44-392,57)
B	0,0259 (0,0229-0,0278)	159,64 (51,68-482,14)
C	0,0318 (0,0302-0,0327)	133,57 (42,71-363,46)
D	0,0363 (0,0351-0,0375)	117,35 (23,42-300,38)
E	0,0427 (0,0400-0,0449)	112,12 (40,72-220,01)
F	0,0540 (0,0473-0,0669)	101,59 (27,45-225,80)

corrección de CUNIA (1979) basada en los estimadores de cociente, que según dicho autor será:

$$V = \alpha R7^b$$

$$\alpha = \frac{\sum V}{\sum R7^b}$$

Con nuestro datos tenemos que:

$$\alpha = 24,93$$

Por lo tanto el modelo, una vez aplicada la corrección, queda del siguiente modo:

$$V = 24,93R7^{-0,4815}$$

mediana de los datos en lugar de por la media. Para evitar este error que podría dar malas estimaciones se aplica la

La cantidad de datos disponibles hace imposible una validación de los resultados. Sin embargo si calculamos los erro-

Tabla 7. Análisis de varianza del modelo logarítmico para el canal 7 sin filtro de medias. Datos agrupados según reflectividades

Modelo Ln(Vcc)=Ln(a) + bLn(Ri)					
FUENTE	GRADOS DE LIBERTAD	SUMA DE CUADRADOS	CUADRADOS MEDIOS	VALOR DE LA F	PROB>F
Modelo	1	0,15027	0,15027	36,816	0,0037
Error	4	0,01633	0,00408		
Total	5	0,16660			
MSE		0,06389	R ²	0,9020	
DEP MEAN		4,85318	R ² AJUSTADO	0,8775	
C.V.		1,31642			
Parámetros estimados					
Variable	Grados de Libertad	Parámetro Estimado	Error Estándar	T para Ho Parámetro=0	Prob > T
Intercep	1	3,21457	0,271315	11,848	0,0003
R7	1	-0,48159	0,079371	-6,068	0,0037

Tabla 8. Porcentaje de observaciones con error relativo determinado

Error relativo en la estimación (%)	Porcentaje de observaciones
0 - 15	43,47
15 - 30	41,30
> 30	15,43

res relativos del total de observaciones cometidos al calcular el volumen con corteza según el modelo logarítmico, observamos como más del 80% de los datos están por debajo de un 30% de error.

Durante la elaboración de este estudio se ha puesto de manifiesto que la antigüedad del satélite reduce el rango de longitudes de onda, en concreto, no se tiene información espectral del canal 2 (0,52-0,60 mm) ni del canal 3 (0,63-0,69 mm), que según LILLESAND Y KIEFER (1994), sirven para discriminar la vegetación y evaluar el vigor de la masa, así como para diferenciar especies, por lo que su inclusión en el estudio bien podría implicar un cambio en la elección de la variable independiente del modelo. Además la falta de datos del canal 3 es crítica, puesto que nos deja sin estudiar el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que tan buenos resultados ha dado en la evaluación y seguimiento de masas forestales.

El canal 7 se muestra como el más apropiado, a falta de otras bandas y combinaciones, para la estimación del volumen de un rodal o de una masa forestal. Hay que señalar que el canal 7 es sensible al contenido de humedad de la vegetación (LILLESAND Y KIEFER, 1994) y que la zona de estudio presenta un régimen pluviométrico elevado, por lo que para otras zonas más secas el canal 7 podría no ser el más adecuado.

La elaboración de modelos de regresión utilizando datos de Inventarios Forestales Nacionales y datos radiométricos, se topa con el problema de la heterogeneidad de los mismos a escala de parcela (GEMMELL, 1955), por lo que la agrupación de los datos en función de una u otra variable es recomendable si lo que se pretende es el cálculo de existencias forestales a nivel de rodal, cantón o incluso de cuartel. En esta experiencia se ha demostrado que la metodología seguida para masas boreales o templadas homogéneas es aplicable a masas de nuestro país, en pendiente y en zona de transición climática, siempre que se agrupen los datos en función de las reflectividades, debido a que la fisiografía ondulada provoca que el rango de reflectividades de los datos agrupados según el volumen sea reducido.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid la adquisición de las imágenes utilizadas en este estudio, así como al Banco de Datos de la Naturaleza de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (DGCN) por proporcionar los datos del Segundo Inventario Forestal Nacional. 🌲

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHERN, F.J., ERDLER, T., MACLEAN, D.A. y KNEPPECK, I.D.; 1991. A quantitative relationship between forest growth rates and Thematic Mapper reflectance measurements. *International Journal of Remote Sensing* 12(3), 387-400.
- ARDÖ, J.; 1992. Volume quantification of coniferous forest compartments using spectral radiance recorded by Landsat TM.

New Jersey, USA. Ed. John Wesley & Sons Ltd. 3ª Edición.

- OLSSON, H.; 1994. Changes in satellite-measured reflectances caused by thinning cuttings in boreal forest. *Remote Sensing Environment* **50**, 221-230.
- RIO, M., RIVAS, J.C., CONDÉS, S., MARTÍNEZ-MILLÁN, J., MONTERO, G., CAÑELLAS, I., ORDÓÑEZ, C., PANDO, V., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F.; 2001. Basifor: Aplicación informática para el manejo de bases de datos del segundo inventario forestal nacional. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Mesa 4, 49-54.
- SALVADOR, R. y PONS, X.; 1997. Análisis de la aplicación de imágenes TM en inventarios forestales de un área mediterránea. En: *Teledetección: Usos y Aplicaciones*. Editores J.L. Casanova y J. Sanz. Universidad de Valladolid, pp. 289-294.
- SEGUIN, B. & ITIER, B.; 1983. Using midday surface temperature to estimate daily evaporation from satellite thermal IR data. *International Journal of Remote Sensing* **4**(2), 371-383.
- STEVEN, M.D. & CLARK, J.A.; 1990. *Applications of remote sensing in agriculture*. Ed Butterworths, 427 pp.
- ST.-ONGE, B.; 1999. Topographic effects on the texture of high resolution forest-stand images measured by the semivariogram. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **65**(8), 923-935.
- VERBYLA, D.L.; 1995. *Satellite remote sensing of naturales resuources*. Ed Lewis Publishers, New York, 197 pp.

BASIFOR: Aplicación informática para el manejo de bases de datos del Segundo Inventario Forestal Nacional

M. DEL RÍO, J. RIVAS;
S. CONDÉS;
J. MARTÍNEZ-MILLÁN;
G. MONTERO;
I. CAÑELLAS;
C. ORDÓÑEZ; V. PANDO;
R. SAN MARTÍN
Y F. BRAVO

INTRODUCCIÓN

BASIFOR es un programa concebido con el propósito específico de servir como herramienta para la investigación forestal, permitiendo manejar con flexibilidad y potencia las bases de datos existentes del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2). No obstante, esta aplicación puede ser utilizada para fines de gestión y planificación al permitir el cálculo de existencias, composición específica, etc., en una región geográfica determinada.

Uno de los objetivos principales del IFN2 fue el constituir una base de datos de fácil acceso para ayudar en la planificación y gestión forestal, hoy en día ya disponible para realizar trabajos de distinta índole. El IFN2 ha supuesto un notable esfuerzo económico que se debe rentabilizar, no sólo por su coste, cinco millardos de pesetas (VILLANUEVA Y DÍAZ-CASADO, 1997), sino también porque es una base de datos de increíble interés científico (una parcela cada 100 ha de superficie forestal distribuidas de forma sistemática por toda España). Se ha realizado el programa informático BASIFOR con el fin de simplificar las tareas de acceso y de cálculo de las bases de datos del IFN2, y así minimizar el tiempo invertido en obtener la información requerida por cada usuario.

Anexo

Las funciones principales de BASIFOR se pueden resumir en cuatro:

- a) Acceso a las bases de datos del IFN2
- b) Selección de parcelas según diversos criterios: especie, variables de masa, coordenadas UTM, término municipal y parcela.
- c) Realizar cálculos: datos por hectárea, por especie, por clase diamétrica, etc.
- d) Guardar selección y cálculos

Plataforma

BASIFOR está diseñado para funcionar bajo Windows 95/98 y Windows NT con Service Pack 3 o superior. Se recomienda un ordenador rápido para su ejecución, especialmente si se quiere realizar estudios con grandes volúmenes de datos, por ejemplo, varias provincias a la vez. El equipo podría ser un Pentium (o AMD K6) a 200 Megahertzios, con 32 Megas de RAM. En equipos de características inferiores algunos procesos de cálculo pueden llegar a ser de varios minutos, ya que la velocidad del programa decrece proporcionalmente al número de pies mayores seleccionados. En caso de no disponer de un equipo como el descrito, se aconseja trabajar con pequeños volúmenes de datos, es decir, realizar cortes que incluyan pocas parcelas, ejecutar los cálculos correspondientes y juntar posteriormente las bases de datos de salida.

Bases de datos del IFN2

Para un manejo adecuado de la aplicación informática BASIFOR es necesario conocer la estructura y características de las bases de datos del IFN2. A continuación se describe brevemente la metodología del inventario y la estructura de la base de datos, pudiéndose obtener más información en la publicación "Segundo Inventario Forestal Nacional.

Explicaciones y métodos, 1986-1995" (ICONA, 1990).

El IFN2 fue realizado entre los años 1986 y 1995 con el fin de proporcionar una información puesta al día y continuada de los montes españoles y de constituir una base de datos de los recursos forestales a nivel provincial (VILLAESCUSA, 1997). Como resultado de esta labor se han publicado 50 volúmenes con los resultados del IFN2 correspondientes a las provincias españolas y se dispone de una extensa base de datos con las mediciones realizadas en cada provincia.

La unidad de inventario es la provincia, en las que se muestrea sistemáticamente a razón de una parcela por cada kilómetro cuadrado. Las parcelas son circulares de radio múltiple (5, 10, 15 y 25 metros) en las que se miden o no los árboles inventariables o pies mayores en función de su diámetro y distancia al centro de la parcela (árboles con diámetro mayor o igual a 7,5/12,5/22,5/42,5 cm dentro de la parcela de radio 5/10/15/25 m respectivamente). Este tipo de parcelas exige utilizar un factor de expansión por radio para calcular los datos medios de la parcela por hectárea. En cada parcela se mide el diámetro, la altura y la posición de cada uno de estos pies mayores. Se complementa la toma de datos de cada parcela con información sobre pies menores en la parcela de radio 5 m (diámetros entre 2,5 y 7,5 cm), árboles tipo y matorral, además de una descripción general.

Para cada provincia se obtiene una base de datos compuesta de cinco tablas:

(1) El nombre del archivo de cada una de las cinco tablas de la base de datos termina con el código numérico 'XX' de la provincia. Por ejemplo, en la provincia de Palencia el código es '34' por lo que las tablas se llaman: Datest34.dbf, Piesma34.dbf, Piesme34.dbf, Tiposx34.dbf, Matorr34.dbf

- *DatestXX.dbf* ⁽¹⁾.- Tabla con los datos generales de todas las parcelas de la provincia: localización (coordenadas UTM, hoja 1:50.000,...), datos de propiedad, datos de especie dominante, edad, etc. Esta tabla se utiliza como punto de partida en el programa BASIFOR y para realizar el corte o selección de parcelas según los criterios: coordenadas UTM, municipio y parcela.
- *PiesmaXX.dbf*.- Tabla con los datos de los pies mayores (árboles inventariados): rumbo y distancia al centro de la parcela, especie, diámetro normal, calidad, forma de cubicación, altura total y parámetros especiales para algunas especies. BASIFOR utiliza esta tabla para realizar el corte por especies y variables de masa, y es la tabla base para realizar todos los cálculos.
- *PiesmeXX.dbf*.- Tabla con los datos de los árboles con diámetro normal superior a 2,5 e inferior a 7,5 cm que se miden en la parcela de radio 5 m: número de pies por especie, altura media, datos de regenerado. Esta tabla no es utilizada en el programa, aunque el corte también se realiza sobre ella.
- *TipossXX.dbf*.- Tabla con datos de los árboles tipo medidos en cada parcela (de 4 a 6 árboles): diámetro, espesor de corteza, crecimiento diametral, y diámetro a 4 metros. Esta tabla no es utilizada en el programa, aunque el corte también se realiza sobre ella.
- *MatorrXX.dbf*.- Tabla con datos del matorral: especie, fracción de cubierta, altura media. Esta tabla no es utilizada en el programa, aunque el corte también se realiza sobre ella.

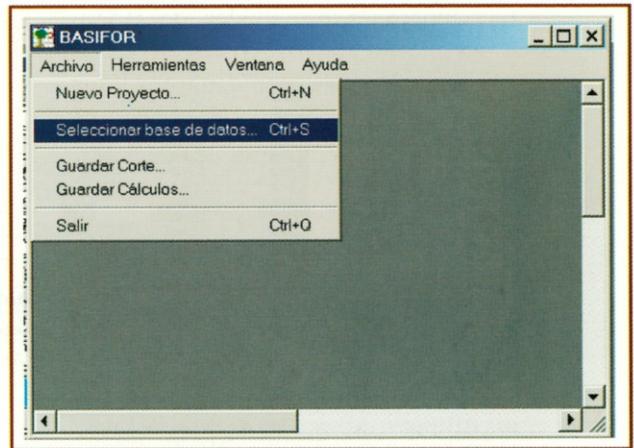


Figura 1. Ventana principal del programa BASIFOR con el menú "Archivo" desplegado

ESTRUCTURA Y FUNCIONAMIENTO

El programa BASIFOR consta de cuatro menús de opciones: *Archivo*, *Herramientas*, *Ventana* y *Ayuda* (Figura 1). En los menús "Archivo" y "Herramientas" se incluyen las cuatro funciones principales de BASIFOR, mientras que los menús "Ventana" y "Ayuda" son similares a los de cualquier aplicación informática bajo entorno Windows.

Menú Archivo

Este menú consta de cinco opciones: *Nuevo Proyecto*, *Seleccionar bases de datos*, *Guardar corte*, *Guardar cálculos* y *Salir* (Figura 1).

Nuevo Proyecto

Esta opción inicializa el programa sin necesidad de cerrar y volver a abrir la aplicación por parte del usuario. Todas

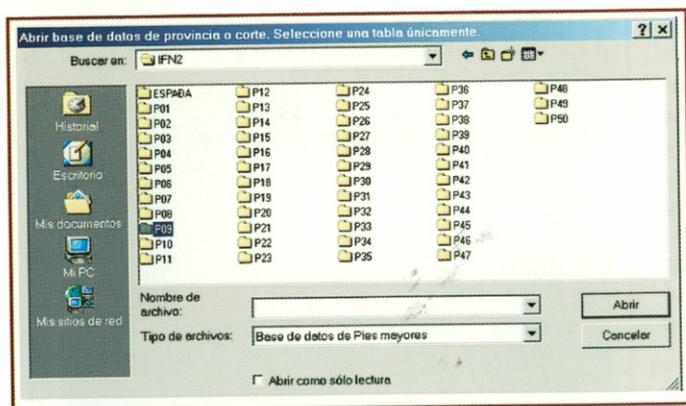


Figura 2. Ventana de selección de bases de datos

las variables internas quedan restauradas a sus valores originales. Al elegir esta opción, al igual que después de arrancar el programa, la siguiente opción que debe elegir el usuario es "Seleccionar base de datos".

Seleccionar base de datos

Abre una ventana donde poder seleccionar las bases de datos de trabajo (Figura 2). La base de datos a seleccionar puede ser la correspondiente a los datos del IFN2 de una provincia (código numérico de dos cifras) o bases de datos resultado de un corte anterior (código alfabético de dos letras definido por el usuario). BASIFOR sólo trabaja con bases de datos con extensión *'dbf'* y con estructura similar a la del IFN2. Al seleccionar uno de los ficheros (por ejemplo *piesmaXX.dbf*) se abre automáticamente toda la base de datos de esa provincia o corte (las cinco tablas de la base de datos: *datestXX.dbf*, *piesmaXX.dbf*, *piesmeXX.dbf*, *tiposxXX.dbf*, *matorrXX.dbf*).

El conjunto de todas las bases de datos seleccionadas conforman la base de datos de trabajo en BASIFOR. El proce-

so de ir agregando sucesivamente bases de datos al espacio de trabajo culmina cuando se activa cualquier opción del menú "Herramientas". Durante este proceso se generan automáticamente otras dos tablas para cada base de datos: *DatdefXX.dbf* en la que se añade una columna con el huso horario correspondiente a cada parcela para poder realizar cortes con el criterio de coordenadas UTM; y *EspeciXX.dbf* en la que se calculan para cada parcela los datos por especie (número de pies y área basimétrica) para facilitar el posterior corte

por especies. La creación de estas dos tablas conlleva cierto tiempo, pero sólo es necesaria en la primera sesión de trabajo con cada base de datos, ya que las dos tablas se añaden a ésta automáticamente.

Un aspecto importante para que las sesiones de trabajo con BASIFOR resulten eficientes, es que la base de datos de trabajo no debe ser muy voluminosa. Por este motivo, se aconseja no trabajar con bases de datos mayores a la provincia. Por ejemplo, si se quiere trabajar con las parcelas del IFN2 de dos provincias que cumplan un determinado criterio, será más rápido realizar la selección de las parcelas o corte según el criterio en cada una de las provincias, guardar estas nuevas bases de datos generadas y después juntarlas (al seleccionar ambas en un nuevo proyecto o sesión de trabajo), que seleccionar las bases de datos de las dos provincias y realizar el corte según el criterio en la base de datos conjunta.

Guardar Corte

Permite guardar todo un corte con la misma estructura de las bases de datos

provinciales del IFN2. Esta opción se activa solo después de haber usado la herramienta de corte sobre la base de datos de trabajo y haberse verificado que el corte es válido. Para guardar el corte se permite modificar los dos códigos finales XX que en vez de numéricos deberán ser alfabéticos. Se guardan con el mismo código las siete tablas correspondientes al corte (*DatestXX.dbf*, *PiesmaXX.dbf*, *PiesmeXX.dbf*, *TiposXX.dbf*, *MatorrXX.dbf*, *DatdefXX.dbf*, *EspeciXX.dbf*). Al guardar el corte el programa ofrece la opción de incluir comentarios para describir la nueva base de datos (archivo *InforXX.txt*).

Guardar cálculos

Esta opción es similar a la anterior pero con los resultados obtenidos de los cálculos. Guarda como una base de datos todas las tablas de salida que se crean al realizar cálculos (ver "*Visor de datos de cálculos*"). El nombre de cada tabla es fijo a excepción de los dos últimos códigos que deben ser puestos por el usuario. Las posibles tablas de salida son: *AindivXX.dbf*, datos de árbol individual; *ParcelXX.dbf*, datos por parcela; *Sp_parXX.dbf*, datos por especie y parcela; *EspecieXX.dbf*, datos medios por especie; *TotalXX.dbf*, datos medios del conjunto; *Cd_parXX.dbf*, datos por clase diamétrica y parcela; *Cd_espXX.dbf*, datos por clase diamétrica y especie; *Cdsp_pXX.dbf*, datos por clase diamétrica, especie y parcela; *CldiamXX.dbf*, datos medios por clase diamétrica). Al guardar los cálculos el programa ofrece la opción de incluir comentarios para describir la base de datos (archivo *ComentXX.txt*).

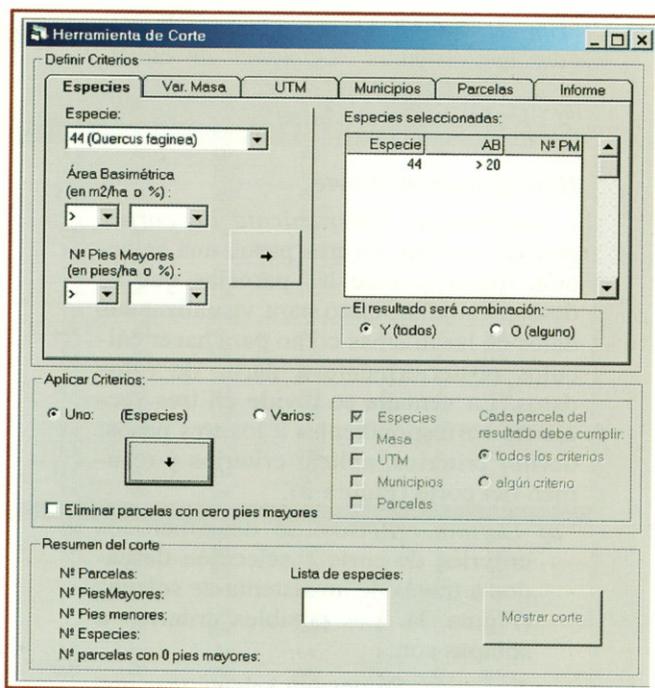


Figura 3. Ventana "Herramienta de corte" con la solapa "Especies" seleccionada

Salir

Salida del programa. En esta opción no se pregunta por la opción "*Guardar*", por lo que se perderán los datos que no hayamos guardado previamente.

Menú Herramientas

El menú "*Herramientas*" consta de dos opciones: la herramienta de corte, que permite seleccionar parcelas dentro de la base de datos de trabajo atendiendo a diversos criterios; y la herramienta de cálculo, que realiza una serie de cálculos en las parcelas seleccionadas. La herramienta de corte lleva asociadas las ventanas "*Herramienta de corte*" y "*Corte*:"

visor de datos" y la herramienta de cálculo las ventanas "Opciones de cálculo", "Configuración de ecuaciones" y "Cálculos: visor de datos".

Herramienta de Corte

La ventana "Herramienta de corte" permite realizar en tres pasos una selección interactiva de las parcelas que se desean estudiar, tanto para visualizar los datos de las mismas como para hacer cálculos posteriormente a partir de estos datos. La ventana se divide en tres secciones correspondientes a los tres pasos: definir criterios, aplicar criterios y resumen del corte (Figura 3).

- a) *Definir criterios*: se describen los criterios de corte o selección deseados a través de un sistema de solapas (Figura 3). Los posibles criterios o solapas son:
- **Especies**- Se pueden seleccionar una o varias especies y exigir para cada una de ellas valores umbrales de área basimétrica o número de pies mayores. Así, las parcelas resultantes de aplicar este corte serán aquellas que contienen la especie, con valor por encima (o debajo o igual) que los umbrales de una determinada área basimétrica y/o número de pies (valores absolutos por hectárea o porcentaje del total de la masa). Se puede exigir que los resultados sean combinación "y" u "o" de los diferentes criterios definidos en esta solapa.
 - **Variables de masa**- Se pone como criterio que las parcelas tengan una determinada área basimétrica en metros cuadrados por hectárea y/o número de pies por hectárea por encima (o por debajo o igual) que determinado valor umbral.
 - **UTM**- Se seleccionan las parcelas incluidas en uno o más recintos geográficos indicando las coordenadas

UTM (X1,Y1; X2,Y2). Estas coordenadas se pueden seleccionar en las listas X1, Y1, X2, Y2, en las que aparecen las coordenadas UTM presentes en la base de datos de trabajo. Si existe más de un huso también se debe indicar el huso. Para que la selección sea válida X2 debe ser mayor que X1, e Y2 mayor que Y1.

- **Municipio**- Permite cortar aquellas parcelas que se encuentren dentro de un municipio utilizando el código del municipio del Instituto Nacional de Estadística. Mediante las listas disponibles en la solapa, que incluyen los datos de la base de datos de trabajo, se seleccionan provincia y municipio.
- **Parcela**- Se seleccionan directamente las parcelas siguiendo el código del IFN2.
- **Informe**- Esta solapa muestra todos los criterios que se han usado en la selección de parcelas una vez que se hayan aplicado (b).

Un criterio ya definido se puede eliminar mediante el botón derecho del ratón con la opción "Eliminar fila". Para ello, hay que colocar el ratón en la fila en la que aparece el criterio dentro de las tablas de cada solapa.

- b) *Aplicar criterios*: Se aplican los criterios seleccionados en la sección anterior, pudiendo aplicar sólo uno de ellos o una combinación de varios. Cuando se han definido varios criterios se puede hacer que las parcelas resultantes cumplan todos a la vez, o solo alguno de ellos (en términos lógicos: combinación "y" u "o" de criterios) mediante los botones de opción de esta sección de la ventana "Herramienta de corte".
- c) *Resumen de corte*: Tras aplicar criterios, en esta sección aparece un breve resumen de lo que se ha cortado o

Ver Tabla: Pies Mayores (Vista completa) N° Registros: 371

PROVINCIA	RBOL	RUMBO	DISTANCIA	ESPECIE	DIAMETRO1	DIAMETRO2	CALIDAD	FORMA	ALTURA	PARAMESP		
9		30	229	7.3	45	637	637	2	4	11.0		
9		31	231	1.7	45	130	134	3	2	9.0		
9		32	241	21.5	45	758	758	2	4	10.5		
9		33	279	4.7	45	155	134	3	3	10.5		
9		34	286	2.6	45	94	94	4	5	8.5		
9	167	35	35	292	7.3	44	245	250	2	2	14.5	
9	167	36	36	292	2.3	45	114	123	3	3	9.5	
9	167	37	37	294	2.9	45	136	124	3	2	11.0	
9	167	38	38	299	1.3	44	100	95	3	3	11.0	
9	167	39	4	39	300	14.6	45	472	481	2	4	9.5
9	167	40	6	40	304	8.1	44	126	135	2	2	11.5
9	167	41		41	307	4.6	44	164	174	2	2	13.5
9	167	42		42	314	15.4	45	553	553	3	4	13.0
9	167	43		43	316	8.0	44	178	166	2	2	13.5
9	167	44		44	329	7.4	44	238	238	2	2	14.5
9	167	45		45	330	5.3	44	127	126	3	2	10.0
9	167	46		46	355	12.8	44	339	329	2	2	15.0
9	167	47		47	355	3.8	45	196	203	3	2	10.5
9	167	48		48	356	6.7	44	154	160	2	2	9.5
9	167	49		49	357	8.8	45	133	134	3	5	9.0
9	167	50		50	360	9.1	45	133	133	3	3	9.5
9	167	51		51	377	6.5	68	127	143	3	5	9.5
9	196	1	1	1	4	9.2	44	200	203	3	2	13.5
9	196	2		2	30	5.8	44	188	187	2	2	14.0
9	196	3		3	39	9.3	44	244	228	3	2	14.0
9	196	4		4	39	3.6	44	154	142	3	2	12.0
9	196	5		5	47	12.7	44	390	380	2	2	20.5
9	196	6		6	51	12.5	44	225	251	2	5	16.5
9	196	7	5	7	57	15.8	44	444	416	2	2	20.5
9	196	8	2	8	102	4.4	44	247	236	2	5	18.5

Eliminar Fila Ordenar por Columna Guardar esta Tabla

Figura 4. Ventana "Corte: visor de datos" con la tabla "Pies Mayores (Vista completa)" seleccionada

seleccionado, con el fin de observar si el corte es satisfactorio o no y, en su caso, volver a la sección definir criterios para añadir o eliminar criterios. La información que proporciona el resumen es: número de parcelas resultantes; número de pies mayores y menores que se encuentran en esas parcelas; número de diferentes especies que hay en el conjunto de parcelas; número de parcelas sin pies mayores. En la casilla "Lista de especie" se ofrece información de la importancia relativa de cada especie. Muestra el código de cada especie encontrada y, entre paréntesis, el número de parcelas en que esa espe-

cie domina en área basimétrica (porcentaje de área basimétrica mayor que el resto de especies). Si se quiere estudiar más detalladamente el corte efectuado se presiona el botón "Mostrar corte" y se activa la ventana "Corte: visor de datos".

Corte: visor de datos

Esta ventana visualiza todos los datos que se han seleccionado en el corte realizado mediante un filtrado de las tablas de las bases de datos originales para mostrar sólo los datos de las parcelas resultado de dar el corte. Por lo tanto, presenta las mismas tablas que las bases

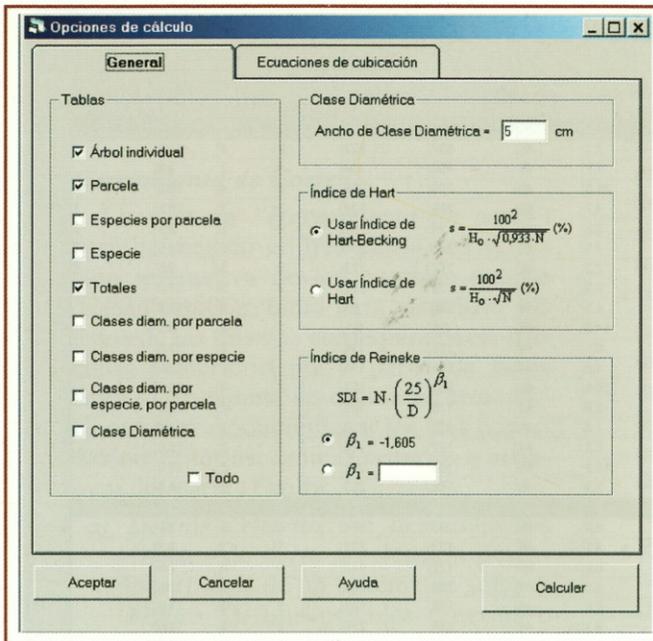


Figura 5. Ventana "Opciones de cálculo" con la solapa "General" seleccionada

de datos (*DatestXX.dbf*, *PiesmaXX.dbf*, *PiesmeXX.dbf*, *TiposXX.dbf*, *MatorrXX.dbf*, *DatdefXX.dbf*, *EspeciXX.dbf*), más dos tablas reducidas para optimizar la velocidad de visión de datos (estadillo-*vista rápida* y pies mayores-*vista rápida*). En lista "Ver Tabla" se selecciona la tabla que se desea visualizar (Figura 4).

Además de la visualización de datos, en este visor existen tres opciones: "Eliminar fila", para eliminar los datos de una fila, por ejemplo, si se quiere eliminar una parcela del resultado porque no contiene pies mayores o un número de ellos insuficiente,...; "Ordenar por Columna" para ordenar los datos según una variable por orden ascendente; y "Guardar esta Tabla", que permite archivar individualmente cada una de las tablas con el nombre que el usuario desee (en oposición a la opción "Guardar

corte" del menú "Archivo", que guarda el conjunto de todas las tablas y sólo permite modificar los dos códigos finales de los archivos).

Opciones de cálculo

Dentro de la opción "Cálculos" del menú "Herramientas" existe la opción "Calcular", en la que se realizan los cálculos directamente según la configuración por defecto de BASIFOR, y la opción "Opciones de cálculos" en la que se puede configurar los cálculos que se desean realizar. La ventana "Opciones de cálculos" consta de dos solapas (Figura 5):

- a) *General* - En esta solapa se configura cómo se efectuarán determinados cálculos: ancho de clase diamétrica (número entero o con dos decimales separados por comas); índice de Hart con distribución de pies a marco real o irregular; pendiente o parámetro beta para el cálculo del índice de densidad de Reineke; y tablas de salida que se desean (datos de árbol individual, datos por parcela, datos por especie y parcela, datos por especie para el conjunto de parcelas, datos medios totales del conjunto de parcelas, datos de clases diamétricas por parcela, datos de clases diamétricas por especie, datos de clases diamétricas por especie y parcela y datos de clases diamétricas para el conjunto de parcelas). En la configuración por defecto de BASIFOR los cálculos se realizan con un ancho de clase diamétrica de 5 cm, índice de Hart con distribución irregular, índice de Reineke con pendiente o parámetro beta=-1,605 y se generan las tablas

de salida de árbol individual, datos por parcela y datos medios totales (Figura 5).

b) *Ecuaciones de cubicación* - Se eligen las ecuaciones de cubicación y variables a calcular para cada árbol individual. Por defecto (opción "Cálculos" del menú "Herramientas", el programa calcula el volumen maderable con corteza (VMCC), el volumen maderable sin corteza (VMSC), el incremento anual del volumen con corteza (IAVC) y el volumen de leñas gruesas (VLE) mediante las ecuaciones propuestas por el IFN2 para cada especie, forma y calidad en cada provincia. En el caso del alcornoque se pueden calcular también la superficie de descorche (SD) y la intensidad de descorche (ID). En lugar de la opción por defecto se pueden configurar ecuaciones propias, bien para todas o para alguna de las especies, así como añadir variables nuevas. Para ello, mediante el botón "Definir ecuaciones" se activa la ventana "Configuración de Ecuaciones".

Configuración de Ecuaciones

En esta ventana el usuario puede introducir sus propias ecuaciones para ser usadas en lugar de las propuestas en el IFN2. Para ello deberá definir para cada conjunto de datos (especie, forma, calidad y variable) una ecuación en modo texto y dar valores a los parámetros en caso de haberlos.

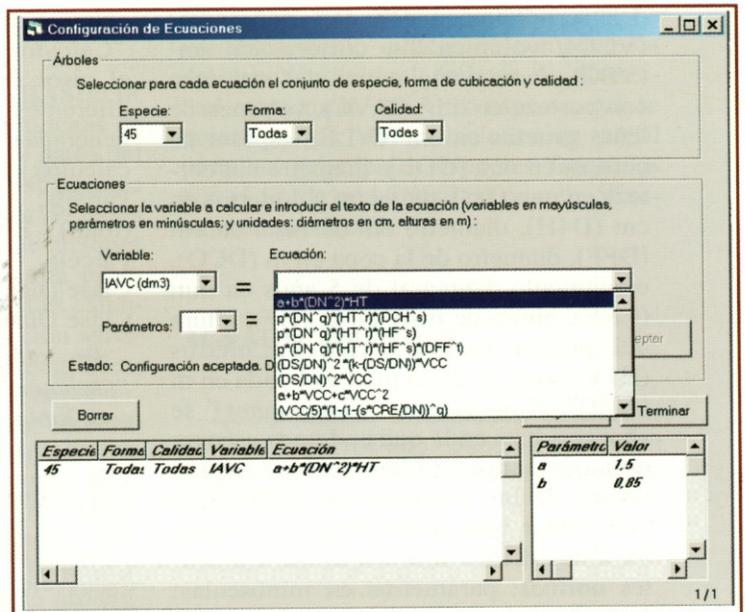


Figura 6. Ventana "Configuración de Ecuaciones" con la lista "Ecuación" desplegada

En la sección "Árboles" de la ventana "Configuración de ecuaciones" se seleccionan las características de los pies mayores en los que se va a aplicar una determinada ecuación. En esta sección aparecen tres listas: "Especie" en la que se selecciona la especie entre las presentes en el corte; "Forma" y "Calidad" que permiten escoger estos dos parámetros de acuerdo al código en el IFN2, o bien, la opción "Todas" en la que se define una ecuación para todas las formas de cubicación o todas las calidades de una especie (Figura 6).

Para cada conjunto de pies mayores definido en la sección anterior se debe describir su correspondiente ecuación en la sección "Ecuaciones" de la ventana que consta de dos listas. En la lista "Variable" se define cada una de las variables a estimar. Estas variables pue-

den ser: volumen con corteza en dm^3 (VCC), volumen sin corteza en dm^3 (VSC), incremento anual del volumen con corteza en dm^3 (IAVC), volumen de leñas gruesas en dm^3 (VLE), espesor de corteza en mm (COR), diámetro sin corteza en mm (DS), diámetro a 4 metros en cm (D4H), diámetro fin de fuste en cm (DFF), diámetro de la copa en m (DCO), crecimiento diametral de 5 años en mm (CRE), altura de fuste en m (HF), altura del primer verticilo vivo en metros (H1V) en m, y altura total estimada en m (ALTE). Con la lista "Ecuaciones" se abre una lista en la que podemos escoger el modelo matemático de la ecuación dentro de los utilizados en el IFN2, o bien editar una nueva ecuación (Figura 6). Esta edición debe seguir las siguientes normas: parámetros en minúsculas; variables en mayúsculas; números decimales con separador el punto decimal; y los signos aritméticos (suma, multiplicación,...) deben ser los del teclado numérico. Cuando se ha introducido el texto se pulsa la tecla "intro" y se pasa a la lista "Parámetros" en la que se introducen los valores de los parámetros si es necesario. Si la ecuación no está correctamente escrita el programa avisa y permite volver a editar para modificar los errores.

Una vez que está definida la ecuación se pulsa el botón "Aceptar" y la ecuación ya estará configurada y debe aparecer en la tabla inferior de la ventana. Cuando hayamos definido la última ecuación podemos presionar "Terminar" para salir de la ventana de configuración. El botón "Borrar" elimina la ecuación seleccionada en la tabla. Al situarse en la tabla sobre una ecuación ya definida se puede modificar esta ecuación.

Cálculos: visor de datos

Después de seleccionar la opción "Calcular" y una vez realizados los cál-

culos se abre automáticamente la ventana "Cálculos: visor de datos". Al igual que el visor de datos de corte permite ver diferentes tablas de datos, esta vez las generadas por el programa al realizar los cálculos sobre el corte (Árbol individual, Parcela, Especie por Parcela, Especie (total), Totales, Clase Diamétrica por Parcela, Clase Diamétrica por Especie, Clase Diamétrica por Especie y Parcela y Clase Diamétrica (Total)).

En cada tabla existen las opciones "Ordenar por columna" y "Guardar esta Tabla". La primera ordena los datos según una variable por orden ascendente y la segunda guarda individualmente la tabla con el nombre que el usuario desee (en oposición a la opción "Guardar Cálculos" del menú "Archivo", que guarda el conjunto de todas las tablas y sólo permite modificar los dos códigos finales de los archivos).

Menú Ventana

BASIFOR es un programa multiventana, con una ventana principal dentro de la cual se van abriendo otras, por lo que se dispone de un menú "Ventana". Este menú incluye las típicas opciones de reordenar ventanas en mosaico horizontal o vertical, en cascada, y organizar las ventanas iconizadas. Este menú es de utilidad cuando se tienen varias ventanas abiertas, para pasar de unas a otras con rapidez.

Menú Ayuda

En el menú "Ayuda" se incluye información básica sobre la aplicación BASIFOR, describiéndose la interfaz de usuario y el manejo básico del programa.

CONSIDERACIONES

El programa informático BASIFOR puede ser de gran utilidad en muchas de las aplicaciones de las bases de datos del IFN2, facilitando que los investigadores y gestores exploten estas bases de datos de forma cómoda. Entre las aplicaciones para las cuales BASIFOR resulta especialmente práctico se pueden citar: cálculo de existencias y caracterización selvícola de una determinada área geográfica; selección de parcelas que cumplan determinados criterios dasométricos; elaboración de modelos de producción, etc.

No obstante, BASIFOR presenta limitaciones para algunos usos de los datos del IFN2, en gran parte debidas a que trabaja solamente con la tabla de pies mayores de las bases de datos (*PiesmaXX.dbf*). Por ejemplo, no permite seleccionar parcelas a partir de toda la información disponible en la tabla "estadillo" de la base de datos del IFN2 (*DatestXX.dbf*), como altitudes, pendientes, etc. Del mismo modo, tampoco realiza cálculos con las tablas "pies menores" (*PiesmeXX.dbf*) y "matorral" (*MatorrXX.dbf*).

Actualmente investigadores de la Universidad de Valladolid y del CIFOR-INIA están trabajando en el desarrollo de una nueva versión de BASIFOR. Esta versión permitirá comparar los datos del segundo y tercer Inventario Forestal

Nacional, así como calcular nuevas variables, como índices de competencia del árbol individual, índices de diversidad estructural, etc. Otro aspecto que se quiere incluir son ecuaciones de perfil para las principales especies forestales con el fin de poder realizar una clasificación de productos.

AGRADECIMIENTOS

La aplicación informática BASIFOR se ha desarrollado con el Proyecto 1FD97-0879/Ryen del Plan Nacional de I+D. 

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ICONA. 1990. Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y métodos, 1986-1995. ICONA, Madrid, 174 pp.
- VILLAESCUSA, R. 1997. Tercer Inventario Forestal Nacional: El inventario de los sistemas forestales. *I Congreso Forestal Hispano-Luso*, Pamplona. Mesa temática 4, pp. 553-557.
- VILLANUEVA, J.A.; DÍAZ-CASADO, R. 1997. El Inventario Forestal Nacional de España un balance del proyecto. *I Congreso Forestal Hispano-Luso*, Pamplona. Mesa temática 4, pp. 559-564.