



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-020

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Parametrización de modelos dinámicos de vegetación a escala de paisaje mediante el uso del Inventario Forestal Nacional

CANELLES, O.¹, GIL-TENA, A.¹, DUANE, A.¹, AQUILUÉ, N.^{1,2}, VAYREDA, J.^{3,4} y BROTONS, L.^{1,3,5}

¹ CEMFOR – CTFC, InForest Joint Research Unit, CSIC-CTFC-CREAF, Solsona, 25280. España

² Centre for Forest Research, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, succ. Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3P8, Canadá

³ CREA, Cerdanyola del Vallés, 08193, España

⁴ Universitat Autònoma Barcelona, Cerdanyola del Vallés 08193, España

⁵ CSIC, Cerdanyola del Vallés, 08193, España

Resumen

Los modelos de dinámicas del paisaje son herramientas especialmente adecuadas para proyectar cambios en el paisaje forestal en un contexto de cambio global. En este trabajo se propone el estudio empírico a gran escala de la dinámica de la vegetación integrada en un modelo de dinámicas del paisaje. Se ha modelado el crecimiento en área basal de las masas forestales para las principales especies arbóreas en Cataluña mediante la comparación de los datos del Segundo y Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN) en localidades con diferentes calidades de estación. Además, se propone un marco conceptual para replicar la regeneración post-incendio a partir de la información de la especie secundaria presente en el IFN y de sus estrategias de regeneración. Como resultado, se ha definido para cada especie una función parabólica que define el crecimiento según su área basal inicial considerando diferentes calidades de estación. Asimismo, la modelización de la regeneración post-incendio muestra buenos ajustes cuando se valida con un incendio ocurrido entre los dos inventarios. Ambas aproximaciones corroboran la importancia de los programas de monitoreo forestal para desarrollar modelos de dinámicas del paisaje e integrar el cambio climático, los incendios y la dinámica de la vegetación.

Palabras clave

Modelos de dinámicas del paisaje, MEDFIRE, Cataluña, Inventario Forestal Nacional, crecimiento en área basal, calidad de estación, incendios, regeneración post-incendio.

1. Introducción

Los modelos de dinámica de paisaje son herramientas adecuadas para la proyección del estado de las masas forestales y de gran importancia en un contexto de cambio global. Se explica así como en los últimos años han aumentado el número de estudios centrados en modelos de dinámica forestal y en especial modelos de simulación de crecimiento, productividad y regeneración (RODRIGUEZ, 2009; LLORET *et al.*, 2013; FISHER *et al.* 2010; ARORA, 2006, DE CACERES, 2015). Puesto que las características climáticas tienen un innegable efecto sobre la composición y el desarrollo de los bosques (HASENAUER *et al.*, 1999; MATALA *et al.*, 2005; VICENTE-SERRANO *et al.*, 2010), en una situación de cambio global los modelos deben considerar de manera explícita el efecto de los cambios ambientales sobre el crecimiento y producción forestal (MATALLA *et al.*, 2006). En Cataluña se dispone de la información generada en el marco de las Orientaciones de Gestión Forestal Sostenible de Cataluña (ORGEST; PIQUÉ *et al.*, 2011), que determina las principales tipologías forestales arboladas y sus correspondientes calidades de estación, así como de los Manuales de Gestión de Hábitats (CREAF-DIBA, 2009), que desarrollan una aproximación a la dinámica forestal de los principales ecosistemas de Cataluña. Ambas herramientas han sido de gran utilidad para anticipar el efecto del cambio climático sobre el crecimiento potencial de las especies forestales arbóreas.

Los resultados presentados en este trabajo se enmarcan en el contexto del desarrollo del modelo MEDFIRE (BROTONS *et al.*, 2013). MEDFIRE (véase en <https://sites.google.com/site/medfireproject/> para una descripción más detallada) es un modelo dinámico de paisaje espacialmente explícito (FALL & FALL, 2001) que simula los cambios en la composición del paisaje derivados de la dinámica de los incendios y de la vegetación. La resolución

espacial es de 100 m y la temporal de un año. MEDFIRE está compuesto por dos submodelos: el submodelo de incendios simula la ignición, propagación y extinción del fuego, y el submodelo de dinámica de la vegetación simula el crecimiento, la regeneración o colonización post-incendio y la sucesión de la vegetación, incorporando el efecto del clima de manera dinámica. Los resultados presentados en este trabajo están concebidos para ser implementados en la dinámica de vegetación de masas monoespecíficas de MEDFIRE. La estructura forestal del modelo está simplificada ya que está concebido para simular dinámicas del paisaje a escala regional (e.g. Cataluña) y por ello el tratamiento de las masas forestales se simplifica a partir de la identificación de la especie dominante de la masa forestal y la biomasa se parametriza mediante el área basal.

2. Objetivos

El objetivo primero de este trabajo es definir un modelo de crecimiento del área basal de las masas forestales para las 12 principales especies arbóreas en Cataluña adaptado a las características de MEDFIRE. El segundo propósito es presentar una pauta para la simulación de la regeneración forestal post-incendio. Ambos procesos son ajustados según la calidad de estación para el crecimiento de la especie, estimada a partir de variables climáticas y topográficas, y calibradas numéricamente.

3. Metodología

3.1. Ámbito de estudio

El área de estudio de este trabajo es Cataluña. Se trata de una zona dominada por el clima mediterráneo, aunque cuenta con una variedad de climas más locales, con influencias continentales, atlánticas y alpinas. La topografía, que abarca desde los 0 a los más de 3000m de altitud, es determinante para entender la complejidad climática y la distribución forestal. La superficie forestal representa un 60% del total llegando a los 13.000 km² según el Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña (MCSC, 3ª edición 2005, IBÁÑEZ Y BURRIEL, 2010). El pino carrasco (*Pinus halepensis*), la encina (*Quercus ilex*), el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y el pino laricio (*Pinus nigra*) son las especies principales representando dos terceras partes del total de los bosques catalanes.

3.2. Obtención de los datos

Los datos forestales utilizados se han obtenido de la información disponible en el Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2; ICONA, 1990) y en el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3; VILLANUEVA, 2005). Se han obtenido los datos de área basal (m² · ha⁻¹) y de volumen (m³ · ha⁻¹) de los dos inventarios mediante el gestor de bases de datos forestales MIRABOSC (VAYREDA, 2000). Se han considerado aquellas parcelas no gestionadas y que tienen una dominancia superior del 70% en área basal (AB) de la especie principal para la modelización del crecimiento (un total de 3769 parcelas) y superior del 50% para la modelización de la regeneración (7709 parcelas).

Las especies objeto de estudio son: *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinea*, *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster*, *Pinus uncinata*, *Abies alba*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus faginea*, *Quercus humilis* y *Fagus sylvatica*. Los datos climáticos utilizados para este estudio se han obtenido a partir del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (NINYEROLA *et al.*, 2005) y son la precipitación media anual (décimas de mm) y la temperatura mínima anual (décimas de °C). Cabe destacar que la precipitación es la única variable climática que se utiliza en ORGEST para definir umbrales que diferencian calidades de estación para una misma especie. La consideración de la temperatura mínima anual se debe a que es buen predictor climático por su estrecha vinculación con diferentes procesos relacionados con la fenología de la especie como el inicio del período de crecimiento o la mortalidad por heladas. Se han obtenido también variables topográficas del Modelo Digital de Elevaciones del Instituto Geográfico Nacional a una resolución de 100 m. Se ha calculado la pendiente (porcentaje de inclinación), al ser indicador de la calidad del suelo (a más pendiente, menos profundidad del suelo), y la orientación (dos categorías: N-umbría y S, E, O-solana). Ambas variables definen la radiación y, consecuentemente, son determinantes en la evotranspiración.

3.3. Estima de la calidad de estación para el crecimiento

Se ha definido la calidad de estación (CE) para el crecimiento en todo el territorio. El crecimiento se ha obtenido a partir de la distribución del incremento anual en volumen con corteza (IAVC). Siguiendo los criterios utilizados para estimar las clases de calidad de estación en el marco de ORGEST, se han considerado aquellas parcelas monoespecíficas que no han sido gestionadas entre inventarios y con un área basal a nivel de parcela superior a $10\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($8\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el caso de *Pinus halepensis*) y con una fracción de cabida cubierta (FCC) superior al 50% (se asume que el crecimiento es a nivel de masa a partir de ese valor de FCC). A partir del conjunto de parcelas por especie se ha establecido el crecimiento potencial aquel que se sitúa por encima del percentil 75 de la distribución. De manera que se ha obtenido una variable binomial que recoge las parcelas que tienen un IAVC por encima del percentil 75 (presencia) e inferior (ausencia).

Para cada especie se han ajustado distintos modelos de regresión logística combinando el efecto lineal de las variables topográficas (pendiente y orientación) y el efecto lineal y cuadrático de las variables climáticas (precipitación anual y temperatura mínima anual). La selección de los modelos se ha basado en el criterio de información de Akaike (AIC; BURNHAM & ANDERSON, 2000), que nos da una estima de la relación entre la bondad de ajuste y la complejidad del modelo, permitiendo así comparar los modelos y por lo tanto el efecto de las variables. La bondad del ajuste se ha evaluado mediante el área bajo la curva (AUC en inglés) del gráfico ROC (*Receiver Operating Characteristic*) (TABACHNICK & FIDELL, 1996).

El modelo resultante define una probabilidad de crecimiento potencial en todo el territorio, posteriormente categorizada en distintas CE. Para las especies *P. pinea*, *P. pinaster*, *A. alba*, *F. sylvatica*, *Q. humilis* y *Q. faginea* se ha categorizado el CE en Calidad de Estación Baja (CEBaja, $\text{CE} < \text{percentil}50$) y Calidad de Estación Alta (CEAlta, $\text{CE} \geq \text{percentil}50$). Para las especies *P. halepensis*, *P. nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*, *Q. suber* y *Q. ilex* se ha añadido una tercera categoría, Calidad de Estación Óptima (CEOptima, $\text{CE} < \text{percentil}90$) al disponer de datos suficientes para ser diferenciada.

3.4. Modelos de crecimiento

Se ha construido un modelo de crecimiento para cada especie en su CEBaja, CEAlta y CEOptima (si procede). Utilizando los datos de AB ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) inicial de cada parcela (AB en el IFN2) y de crecimiento anual medio en AB ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) experimentado durante el tiempo entre los dos inventarios, se ha ajustado una regresión polinómica de grado 2 que relaciona los dos parámetros (CREAF-DIBA, 2009). Con este modelo se puede predecir cuál será el crecimiento de cada parcela en función del AB inicial y de la categoría CE en la que se encuentre.

3.5. Regeneración forestal post-incendio

El modelo para la regeneración estima que en caso de perturbación por fuego que modifique las características de la masa forestal se considerará la regeneración del bosque en orden a (1) la capacidad de la especie principal para regenerar, (2) la probabilidad de tener otras especies secundarias en la parcela antes de la perturbación y (3) la capacidad de las especies secundarias para regenerar. La capacidad de regeneración se ha estimado considerando la capacidad rebrotadora de las quercíneas y la serotinia de *P. halepensis* y *P. pinaster*. Si la especie principal es una de estas especies se considera que siempre regeneran a sí mismas. En el resto de casos, se escoge aleatoriamente una especie secundaria (que pueda regenerar) ponderando según la matriz de especies secundarias. Se ha construido una matriz que recoge la frecuencia en que cada especie arbórea principal (>50% en AB) es acompañada por una especie arbórea secundaria (la más abundante inmediatamente después de la especie principal en AB) según la calidad de estación en la que se encuentra la especie principal. En caso de no haber ninguna especie forestal arbórea secundaria, se considera que el bosque es puro y la especie principal está acompañada por sotobosque sin especies arbóreas o por la misma especie. La matriz se ha construido con datos del IFN3 reuniendo un total de 7709 parcelas.

Para la validación del modelo se han construido dos matrices más: una matriz con datos de la especie principal y secundaria del IFN2 considerando solamente las parcelas quemadas en un incendio concreto (se ha elegido el incendio de 45000 ha de la región Bages-Berguedà del 4 de julio de 1994 porque ocurrió en un lapso de tiempo espaciado entre los dos inventarios y por su gran extensión) y otra matriz con los datos de las especies principales y secundarias del IFN2 de la región próxima al incendio (comarcas de Bages, Berguedà, Osona, Solsona y Anoia en este caso). Se han obtenido así un total de tres matrices de menor a mayor detalle para el incendio requerido: matriz del incendio, matriz de la región y matriz de toda Cataluña. Se ha computado el modelo de regeneración utilizando cada una de estas matrices (*Mod.Incendio*, *Mod.Reg* y *Mod.Cat*). Las especies regeneradas como resultado de los modelos se han comparado con las especies presentes en estas mismas parcelas en el IFN3 (Control). La concordancia se ha evaluado con el estadístico Kappa [0, 1] que indica el grado de concordancia para elementos categóricos. De esta forma se testa si, aun utilizando una matriz más general para el territorio, se mantiene la capacidad de predicción y por lo tanto la matriz de toda Cataluña es válida para estimar la regeneración forestal post-incendio.

4. Resultados

4.1. Estima de la calidad de estación para el crecimiento

En la Tabla 1 se muestra el modelo utilizado para calcular la calidad de estación de crecimiento en cada especie. La precisión de ajuste de los modelos es variada según la especie a juzgar por los valores AUC obtenidos, entre 0.61 (regular) y 0.87 (bueno).

Para la mayoría de las especies, los modelos más parsimoniosos según el criterio AICc son los que consideran solamente la relación lineal con la temperatura mínima anual y la precipitación anual. Cabe destacar que la precipitación tiene un efecto positivo para todas las especies además de ser la variable de más poder explicativo y significación en la mayoría de casos. También la pendiente tiene efecto significativo en 6 especies, pero con una relación negativa con la calidad de crecimiento, a menor pendiente mayor calidad de estación. La temperatura es significativa solamente en *P. halepensis*, *P. uncinata* y *P. sylvestris*, donde muestra una relación positiva para definir el crecimiento en las dos primeras, pero negativa para la última. La variable orientación no es significativa en ninguna de las especies aquí estudiadas. A partir de estos modelos se ha determinado la calidad de estación para el crecimiento, posteriormente categorizada para cada especie en cada localidad.

4.2. Modelos de crecimiento

El área basal de una parcela evoluciona en función del tiempo siguiendo una función sigmoideal. La derivada en cada punto de esta función representa el crecimiento como el aumento anual en AB, reproducido en la Figura 1 y Tabla 2 para cada especie y calidad de estación. El crecimiento en AB se ajusta a una función polinómica de grado 2 mostrando que al incrementar el AB, el crecimiento primero aumenta más rápido hasta llegar a un máximo, de manera que el crecimiento máximo se alcanza a valores intermedios de área basal de la parcela. A partir de este máximo, la parcela sigue creciendo, pero a un ritmo menor que anteriormente. El crecimiento suele ser mayor en las coníferas que en las fagáceas, pero nunca es superior a $1\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. El crecimiento máximo se consigue cuando el bosque está ya establecido, a partir de AB de $15\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (*Q. faginea*, *Q. suber*, *Q. ilex*, *P. pinaster*) hasta los más de $30\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (*P. pinea* y *A. alba*).

Se ha ajustado una función de crecimiento para cada categoría de CE evidenciando que en general el crecimiento es mayor y aumenta más rápidamente en las localidades establecidas como CEAlta (o CEOptima en caso de haberlas) que en las CEBaja. En algunas especies, como *P. halepensis*, *P. uncinata* y *P. pinaster*, las variables climáticas tienen más repercusión sobre el crecimiento anual mientras otras especies, como *P. sylvestris*, *P. nigra* y *Q. humilis*, apenas muestran tal efecto.

4.3. Regeneración post-incendio

La validación de los modelos de regeneración se ha hecho comparando la regeneración resultante de cada modelo con la regeneración real en el incendio de Bages-Berguedà del año 1994 según los datos del IFN3 (Control). Este incendio quemó un total de 249 parcelas del IFN, la mayoría bosque de *P. nigra* y *P. halepensis*, pero también *P. sylvestris*, *Q. ilex* y *Q. faginea*. En la Figura 2 se muestra la distribución de especies que regenerarán según las estimaciones hechas con los modelos *Mod.Incendio*, *Mod.Reg* y *Mod.Cat* y contrastadas con las especies que realmente han regenerado según el IFN3 (Control). Los coeficientes Kappa para la concordancia de cada estima con el Control, son: $K_{Mod.Incendio-Control} = 0.504$, $K_{Mod.Reg-Control} = 0.489$, $K_{Mod.Cat-Control} = 0.439$. Además, al comparar las especies de regeneración estimadas con cada matriz, se obtienen los siguiente coeficientes Kappa: $K_{Mod.Incendio-Mod.Reg} = 0.854$, $K_{Mod.Incendio-Mod.Cat} = 0.802$, $K_{Mod.Reg-Mod.Cat} = 0.789$.

5. Discusión

5.1. Estima de la calidad de estación para el crecimiento

Los modelos del crecimiento tienen una bondad de ajuste variada según la especie, siendo los modelos mejores los de *Q. faginea* y *A. alba* y en menor medida los de *P. sylvestris* y *Q. ilex*. La disponibilidad hídrica tiene un gran peso en las especies aquí estudiadas, factor lógico dado que, en el clima mediterráneo, el mayor factor limitante para el crecimiento de las especies es la disponibilidad hídrica (VERICAT *et al.*, 2013; OLARIETA *et al.*, 2000; FERRIO *et al.*, 2003; VICENTE-SERRANO *et al.*, 2010). Por otro lado, en las especies presentes en climas más continentales, donde la disponibilidad hídrica es mayor, el principal límite al crecimiento viene dado por las temperaturas mínimas.. En el caso de *P. sylvestris* la relación entre temperatura y crecimiento es negativa, probablemente debido a que esta es una especie de amplia distribución en Cataluña, presente en zonas meridionales y zonas pirenaicas donde, en este último caso, la competencia con otras especies es menor y su crecimiento se puede ver beneficiado, aunque las temperaturas sean más bajas. En todas las especies una pendiente moderada resulta positiva para determinar el crecimiento, ya que implica una mayor profundidad del suelo, menor radiación en exposiciones N y, en general, mejor disponibilidad hídrica. La orientación no ha mostrado significación alguna en ninguna de las especies aquí estudiadas, aunque esta variable es fundamental para definir las calidades de estación en Cataluña (PIQUÉ *et al.*, 2011). Es importante destacar que las zonas de mayor calidad para el crecimiento no tienen que coincidir necesariamente con las zonas de mayor idoneidad climática de la especie, ya que un individuo al límite de la distribución de su especie, puede que tenga condiciones ambientales menos favorables, pero también menos competencia.

5.2. Modelos de crecimiento

Las curvas de crecimiento obtenidas en este trabajo muestran que el crecimiento en AB aumenta más rápidamente como más joven es el bosque (menor AB). En estadios intermedios de desarrollo del bosque, el crecimiento alcanza su máximo. Posteriormente la masa sigue creciendo, pero a una velocidad menor cada año, debido a una mayor competencia por el espacio y los recursos. Referente al umbral de crecimiento, hay una clara diferenciación entre coníferas y quercíneas. En general se ha visto que las especies de pino y abeto llegan a un crecimiento anual mayor (hasta $1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en *P. pinaster*) y la velocidad de crecimiento aumenta durante más tiempo (hasta $32 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ de AB en *P. pinea*) que en quercíneas. Los bosques de *F. sylvatica* tienen un crecimiento similar a las coníferas. Aun así, no hay diferencia en la velocidad de crecimiento en los primeros estadios del bosque. Esto significa que en bosques más jóvenes el crecimiento es similar para todas las especies aquí estudiadas, pero las coníferas aumentan su velocidad de crecimiento durante más tiempo y hasta un umbral superior que las quercíneas (LLORET *et al.*, 2013; PIQUÉ *et al.*, 2011).

No todas las especies se ven igualmente afectadas por las condiciones climáticas, representadas aquí a través de las calidades de estación (CE). *P. halepensis*, *Q. ilex* y *P. pinaster* muestran un crecimiento muy diferente según la categoría de CE donde se encuentran. Son especies muy extendidas en el territorio, sobre todo las dos primeras, con lo que pueden establecerse en climas muy contrastados y su crecimiento se ve afectado por ello. Estas especies difieren de *P.*

sylvestris y *Q. humilis* que tienen un crecimiento similar en las distintas categorías CE. Los resultados aquí presentados coinciden con los publicados en los Manuales de Gestión de los Hábitats (CREAF-DIBA, 2009) donde el crecimiento especies es ajustado según la zona de Evapotranspiración Real (ETR) donde se encuentran.

5.3. Regeneración post-incendio

Los coeficientes Kappa indican que la concordancia con el Control (regeneración post-incendio observada en el IF3) es moderada para los tres modelos. La principal discordancia entre el Control y las estimas es que en el Control hay más parcelas con 'matorral' como cubierta principal, probablemente debido a que los datos del Control fueron tomados solamente siete años después del incendio y todavía no fueron registradas las especies arbóreas que regeneraron después del incendio en estadio de pies mayores, mientras que en nuestros modelos de regeneración ya se registran así. Si los datos del Control se tomaran años más tarde, las especies arbóreas sustituirían al matorral en la mayoría de parcelas comportando que los modelos de regeneración y el control concuerden más. Se pone así de manifiesto la necesidad de acceso a datos de otro ciclo de inventario, que ayudaría en la validación de estos procesos. La concordancia entre modelos es muy buena mostrando que el cambio de escala en el calibrado de las matrices de especie secundarias no afecta substancialmente a los resultados de validación y por lo tanto la matriz de toda Cataluña puede ser válida para estimar la regeneración. Aun así, Mod.Incendio es el modelo que mejor estima la reforestación, corroborando la importancia del detalle espacial en la regeneración forestal post-incendio. Esta regionalización de la matriz de especie secundaria será contemplada en el modelo MEDFIRE mediante filtros espaciales.

6. Conclusiones

La parametrización de modelos de crecimiento y dinámica forestal de este trabajo ha servido como herramienta para un modelo de mayor envergadura como es MEDFIRE, que pretende proyectar cambios en el paisaje forestal en un contexto de cambio climático. Más allá de esta función práctica y de aplicación inmediata, los resultados aquí expuestos ponen de manifiesto que la consideración de variables ambientales en los modelos de crecimiento permite modelizar dinámicamente la calidad de estación de una manera sencilla. Se refuerza así la idea de desarrollar modelos empíricos que se puedan aplicar en condiciones climáticas cambiantes. Además, los resultados expuestos para el crecimiento, así como para la regeneración forestal, han sido posibles gracias a los datos obtenidos del Inventario Forestal Nacional, que permiten la comparación y seguimiento de unas mismas parcelas en el tiempo. Se corrobora así la importancia de los programas de monitoreo forestal para desarrollar modelos de dinámicas del paisaje integradores con el cambio climático.

7. Agradecimientos

Este estudio forma parte de los proyectos FORESTCAST (CGL2014-59742-C2-2-R) y del programa CERCA de la Generalitat de Catalunya. M. N. y M. B. (UAB) generaron las proyecciones climáticas a partir de los datos proporcionados por la AEMET y del MARMM en el marco del proyecto MONTES-Consolider. A. Gil-Tena disfrutó de un contrato postdoctoral Juan de la Cierva del Ministerio de Economía y Competitividad (JCI-2012-12089), A. Duane tiene un contrato predoctoral de Formación del Personal Universitario del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (FPU13/00108) y N. Aquilué (miembro del *Forest Complexity Modelling*) recibió el soporte del *Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada*.

8. Bibliografía

ARORA, V. K.; BOER, G. J.; 2006. Simulating competition and coexistence between plant functional types in a dynamic vegetation model. *Earth Interact.*, 10(10): 1-30.

BROTONS, L.; AQUILUÉ, N.; DE CACERES, M.; FORTIN, MJ.; FALL, A.; 2013. How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in mediterranean landscapes. *PLoS ONE* 8(5).

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R.; 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach. Ed. Springer-Verlag, New York.

DE CÁCERES, M.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; COLL, L.; LLORENS, P.; CASLS, P.; POYATOS, R.; PAUSAS, J.G.; BROTONS, L.; 2015. Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: the role of forest structural changes vs. climate changes. *Agr Forest Meteorol.* 213: 77-90

DOBLAS-MIRANDA, E.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; LLORET, F.; ÁLVAREZ, A.; ÁVILA, A.; BONET, F.J.; BROTONS, L.; CASTRO, J.; CURIEL YUSTE, J.; DÍAZ, M.; FERRANDIS, P.; GARCÍA-HURTADO, E.; IRIONDO, J.M.; KEENAN, T.F.; LATRON, J.; LLUSIÀ, J.; LOEPFE, L.; MAYOL, M.; MORÉ, G.; MOYA, D.; PEÑUELAS, J.; PONS, X.; POYATOS, R.; SARDANS, J.; SUS, O.; VALLEJO, V.R.; VAYREDA, J.; RETANA, J.; 2014. Reassessing global change research priorities in Mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecol. Biogeogr.*, 24: 25-43.

FALL, A.; FALL, J.; 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecol. Modell.*, 141: 1-18.

FERRIO, J. P.; FLORIT, A.; VEGA, A.; SERRANO, L.; 2003. D13C and tree-ring width reflect different drought responses in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis*. *Oecologia*, 442: 512-518

FISHER, R.; McDOWELL, N.; PURVES, D.; MOORCROFT, P.; SITCH, S.; WOODWARD, F.; 2010. Assessing uncertainties in a second-generation dynamic vegetation model caused by ecological scale limitations. *New Phytol.*, 187(3), 666-681.

GRÀCIA, M.; ORDOÑEZ, J.L.; ESPELTA, J.M.; MOLOWNY, R.; RETANA, J.; VAYREDA, J.; 2009. Manuals de gestió d'hàbitats. Ed. Diputació de Barcelona (DIBA). Àrea d'Espais Naturals, Barcelona

HASENAUER, H.; NEMANI, R.R.; SCHADAUER, K.; RUNNING, S.W.; 1999. Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria. *For. Ecol. Manage.* 122: 209-219.

ICONA; 1995. Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1995. Ministerio de agricultura, P.Y.A.M., España.

LLORET F.; MARTINEZ-VILALTA J.; SERRA-DIAZ JM.; NINYEROLA, M.; 2013. Relationship between projected changes in future climatic suitability and demographic and functional traits of forest tree species in Spain. *Clim. Chang.* 120:449–462.

MATALA, J.; 2005. Impacts of climate change on forest growth: a modelling approach with application to management. Ed. University of Joensuu. Finland.

MATALA, J.; OJANSUU, R.; PELTOLA, H.; RAITIO, H.; KELLOMAKI, S.; 2006. Modelling the response of tree growth to temperature and CO2 elevation as related to the fertility and current temperature sum of a site. *Ecol. Modell.* 199: 39-52.



NINYEROLA, M.; PONS, X.; ROURE, J.M.; 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Ed. UAB, Bellaterra.

OLARIETA, J. R.; USÓN, A.; RODRÍGUEZ, R.; ROSA, M.; BLANCO, R.; ANTÚNEZ, M.; 2000. Land requirements for *Pinus halepensis* Mill. growth in a plantation in Huesca, Spain. *Soil Use Manage.*, 16: 88-92

PIQUÉ, M.; VERICAT, P.; CERVERA, T.; BAIGES, T.; FARRIOL, R.; 2011. Tipologies forestals arbrades. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Ed. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Catalunya.

RODRIGUEZ, F.; CALAMA, B.F.; 2009. Revisión y normalización de los modelos forestales en España. *Congresos Forestales*, España.

TABACHNICK, B.G.; FIDELL, L.S.; 1996. Using multivariate statistics. HarperCollins College Publishers, New York, USA.

VAYREDA, J.; 2000. MiraBosc: un programa gestor de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. *Silvicultura*, 29: 7-9.

VICENTE-SERRANO, S.M.; LASANTA, T.; GRACIA, C.; 2010. Aridification determines changes in forest growth in *Pinus halepensis* forests under semiarid Mediterranean climate conditions. *Agr For. Meteorol.*, 150: 614-628

VERICAT, P.; PIQUÉ, M.; TRASOBARES, A.; 2013. Factores ambientales que afectan al crecimiento de las cuatro principales especies de coníferas en Cataluña. SECF [6CFE01-025]

VILLANUEVA, J.A. (editor); 2005. Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007). Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

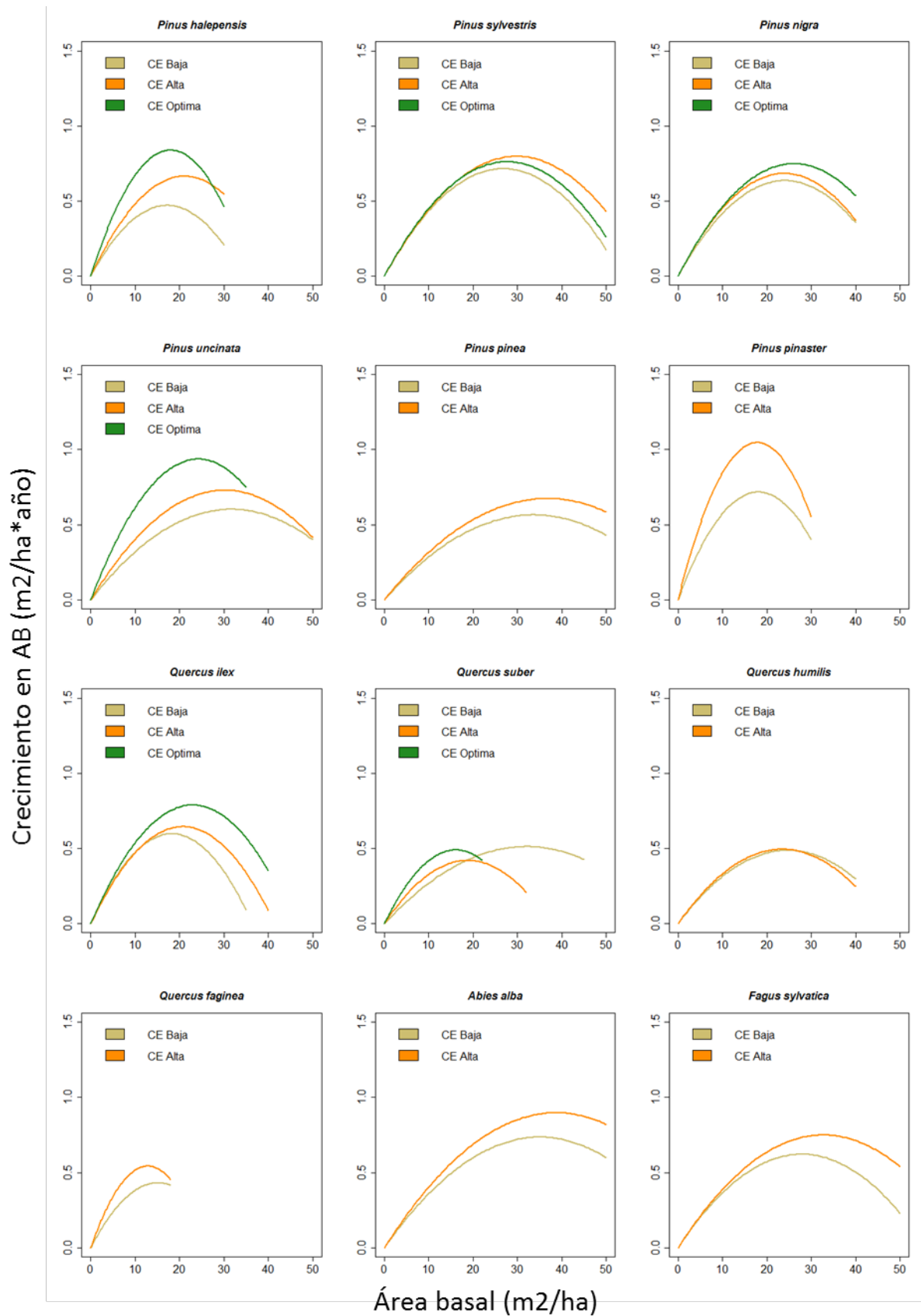
1 *Tabla 1. Modelización de la calidad de estación para el crecimiento óptimo (IAVCC>Q3) para las principales*
 2 *especies arbóreas de Cataluña. Se muestran los coeficientes estandarizados, el ajuste de los modelos según*
 3 *AUC y tamaño de la muestra utilizado en cada caso. Los coeficientes destacados en negrita son significativos.*
 4 *Temp. mínima es Temperatura mínima anual (media de las mínimas), Precip anual es Precipitación anual y Ori*
 5 *N es la categoría Orientación Norte.*

| Especie | Intercept | Temp mínima | Temp mínima^2 | Precip anual | Precip anual^2 | Pendiente | Ori N | AUC | Nº parcelas |
|-------------------------|-----------|---------------|----------------|--------------|----------------|---------------|--------|-------|-------------|
| <i>Pinus halepensis</i> | -22.530 | 6.042 | -5.132 | 9.127 | -6.865 | -0.474 | -0.288 | 0.764 | 960 |
| <i>Pinus sylvestris</i> | -1.746 | -0.699 | | 0.625 | | -0.789 | 0.166 | 0.623 | 758 |
| <i>Pinus nigra</i> | -3.907 | 0.083 | | 1.176 | | -1.118 | -0.128 | 0.662 | 394 |
| <i>Pinus uncinata</i> | -5.819 | 1.823 | | 5.378 | -6.010 | -0.765 | -0.102 | 0.712 | 305 |
| <i>Pinus pinea</i> | -27.120 | 13.826 | -13.819 | 0.075 | | -0.418 | 0.842 | 0.660 | 73 |
| <i>Pinus pinaster</i> | -1.900 | 0.710 | | 0.728 | | -1.328 | -0.027 | 0.725 | 28 |
| <i>Quercus ilex</i> | -2.796 | 0.438 | | 0.581 | | -0.474 | -0.016 | 0.605 | 585 |
| <i>Quercus suber</i> | -23.770 | 0.274 | | 7.200 | -6.688 | -0.487 | 0.200 | 0.674 | 206 |
| <i>Quercus humilis</i> | -1.363 | 0.542 | | 0.366 | | -0.584 | 0.388 | 0.708 | 134 |
| <i>Quercus faginea</i> | -14.410 | 2.283 | | 4.017 | | -2.156 | 0.886 | 0.865 | 62 |
| <i>Abies alba</i> | 13.670 | 0.689 | | 8.053 | 7.523 | -1.277 | -0.055 | 0.848 | 38 |
| <i>Fagus sylvatica</i> | -25.560 | -0.299 | | 12.944 | -11.798 | -0.899 | -0.018 | 0.662 | 90 |

6

7 *Tabla2. Funciones de crecimiento en área basal en función del área basal de la parcela y de la calidad de estación. Se*
 8 *muestran los parámetros X^2 y X de la ecuación de crecimiento y su ajuste R^2 .*

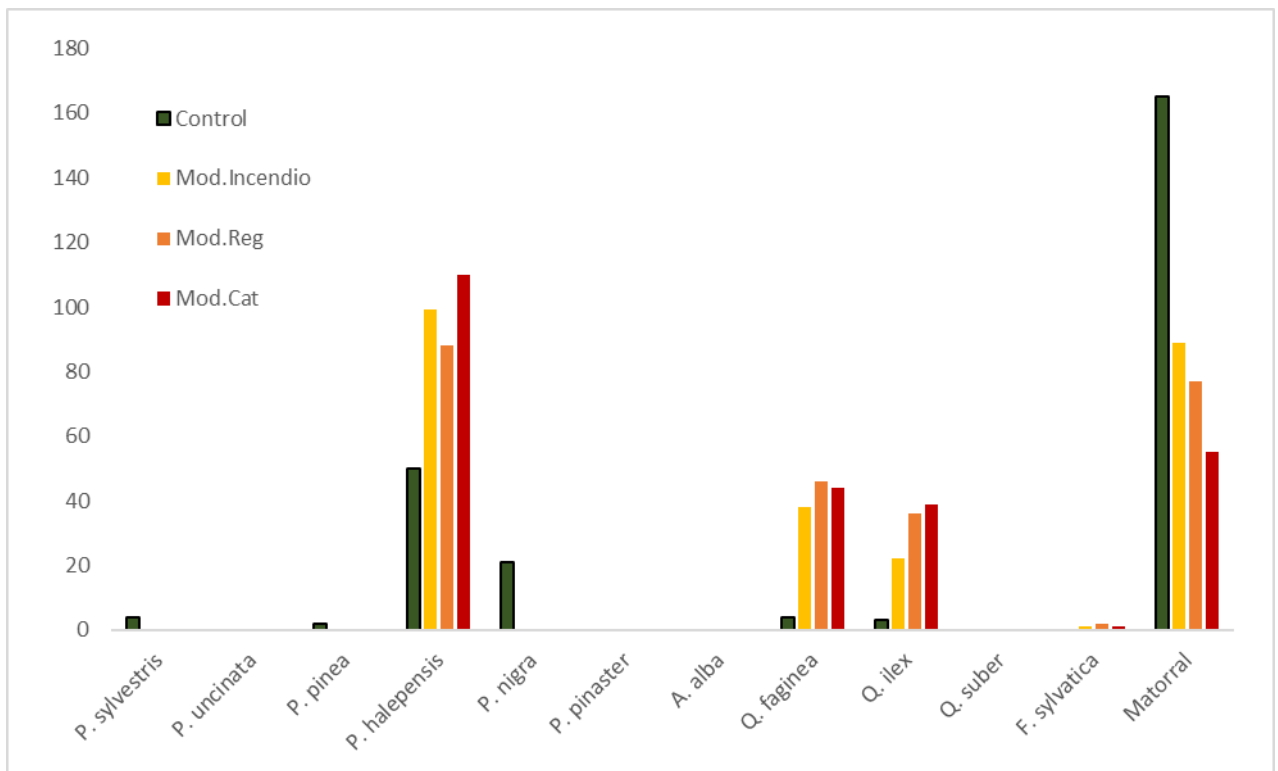
| Especie | Calidad estación | Parámetros | | R ² | Nº parcelas |
|-------------------------|------------------|----------------|--------|----------------|-------------|
| | | x ² | x | | |
| <i>Pinus halepensis</i> | CEBaja | -0.0016 | 0.0549 | 0.63 | 480 |
| | CEAlta | -0.0015 | 0.0632 | 0.71 | 384 |
| | CEOptima | -0.0026 | 0.0934 | 0.79 | 96 |
| <i>Pinus sylvestris</i> | CEBaja | -0.0010 | 0.0535 | 0.67 | 379 |
| | CEAlta | -0.0009 | 0.0536 | 0.71 | 303 |
| | CEOptima | -0.0010 | 0.0552 | 0.73 | 76 |
| <i>Pinus nigra</i> | CEBaja | -0.0011 | 0.0529 | 0.71 | 197 |
| | CEAlta | -0.0012 | 0.0573 | 0.71 | 157 |
| | CEOptima | -0.0011 | 0.0574 | 0.72 | 40 |
| <i>Pinus uncinata</i> | CEBaja | -0.0006 | 0.0380 | 0.62 | 152 |
| | CEAlta | -0.0008 | 0.0483 | 0.64 | 122 |
| | CEOptima | -0.0016 | 0.0774 | 0.74 | 31 |
| <i>Pinus pinea</i> | CEBaja | -0.0005 | 0.0336 | 0.78 | 36 |
| | CEAlta | -0.0005 | 0.0367 | 0.61 | 37 |
| <i>Pinus pinaster</i> | CEBaja | -0.0022 | 0.0794 | 0.69 | 14 |
| | CEAlta | -0.0033 | 0.1175 | 0.42 | 14 |
| <i>Quercus ilex</i> | CEBaja | -0.0018 | 0.0656 | 0.74 | 292 |
| | CEAlta | -0.0015 | 0.0622 | 0.72 | 234 |
| | CEOptima | -0.0015 | 0.0688 | 0.76 | 59 |
| <i>Quercus suber</i> | CEBaja | -0.0005 | 0.0320 | 0.55 | 103 |
| | CEAlta | -0.0012 | 0.0449 | 0.64 | 82 |
| | CEOptima | -0.0019 | 0.0610 | 0.81 | 21 |
| <i>Quercus humilis</i> | CEBaja | -0.0008 | 0.0395 | 0.65 | 67 |
| | CEAlta | -0.0009 | 0.0422 | 0.63 | 67 |
| <i>Quercus fagínea</i> | CEBaja | -0.0019 | 0.0572 | 0.81 | 31 |
| | CEAlta | -0.0033 | 0.0846 | 0.78 | 31 |
| <i>Abies alba</i> | CEBaja | -0.0006 | 0.0420 | 0.71 | 19 |
| | CEAlta | -0.0006 | 0.0464 | 0.72 | 19 |
| <i>Fagus sylvatica</i> | CEBaja | -0.0008 | 0.0446 | 0.81 | 45 |
| | CEAlta | -0.0007 | 0.0458 | 0.79 | 45 |



10
11

12
13
14

Figura1. Crecimiento en área basal en función del área basal de la parcela y de la calidad de estación. Las funciones están reproducidas hasta valores máximos observados para cada especie. Véase funciones y ajuste de los modelos en Tabla2.



15
16

17
18
19
20
21
22

Figura2. Número de parcelas de cada especie según los modelos de regeneración forestal y según el Control. Mod.Incendio es el modelo que utiliza la matriz de especies secundarias según el IFN2 de las parcelas quemadas en el incendio Bages-Berguedà 1994; Mod.Reg es el modelo que utiliza la matriz de especies secundarias según el IFN2 de las parcelas próximas a la región incendiada; Mod. Cat es el modelo que utiliza la matriz de especies secundarias según el IFN3 en toda Cataluña. Control son las especies que se encuentran en el IFN3 en las parcelas quemadas por el incendio Bages-Berguedà 1994.