

# GOTILWA+: una herramienta para optimizar la gestión forestal adaptada al cambio climático

Daniel Nadal-Sala<sup>1</sup>, Santiago Sabaté<sup>1,2</sup> y Carlos Gracia<sup>1,2</sup>

1. Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universitat de Barcelona

2. CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), Cerdanyola del Vallès

Estudiar el cambio global de origen antropogénico en los ecosistemas mundiales, y sus efectos sobre los mismos, es y será uno de los principales retos de la ecología del siglo XXI. Los ecosistemas forestales españoles ya se encuentran actualmente limitados por el estrés hídrico. Esta limitación se verá agravada por los efectos del cambio climático debido tanto a una reducción del agua disponible como a un incremento de la demanda evaporativa. Una gestión forestal adecuada puede incrementar la resiliencia de los ecosistemas forestales mediterráneos al cambio climático. Los modelos de procesos ecofisiológicos como GOTILWA+ son herramientas muy potentes a la hora de proyectar los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas forestales, asimismo como evaluar la gestión forestal. GOTILWA+ incluye un potente motor de optimización de la gestión forestal –basado en el “Particle Swarm Algorithm” (PSO)–, que permite proyectar la gestión óptima en función de las variables ambientales –tanto climáticas como estructurales– y de los objetivos de gestión. Una gestión adaptativa al cambio climático será imprescindible para combatir los impactos negativos de este sobre los bosques españoles. En este artículo se presentan tres ejemplos de aplicación del modelo GOTILWA+: en el primero se estudia la respuesta de los hayedos (*Fagus*

*sylvatica* L.) españoles a distintos escenarios de cambio climático. En el segundo se evalúan distintos itinerarios de gestión de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en función de distintos objetivos de gestión. En el tercero, se aplica el PSO en un rodal de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) para obtener la gestión óptima del rodal. Se concluye que, si bien el cambio climático supondrá severas constricciones sobre los ecosistemas forestales españoles, una gestión adaptativa permitirá en parte mitigar dichos impactos.

## CAMBIO CLIMÁTICO Y BOSQUES

Los flujos de entrada, distribución y salida de energía –es decir, el clima– del sistema Tierra se encuentran en constante cambio (Eyles 1993). Esta circunstancia ha derivado en un equilibrio inestable para todos los sub-sistemas existentes dentro del mismo; es decir, el cambio de las condiciones ambientales es un factor inherente en todos los ecosistemas. No obstante, desde la Segunda Revolución Industrial, el impacto antropogénico sobre los flujos energéticos se ha visto acentuado mediante la emisión masiva de gases de efecto invernadero (GEI) (IPCC 2007, IPCC 2013), principalmente CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. El aumento de la concentración de GEI en la

atmósfera ha provocado que la temperatura promedio del planeta se incrementase (Levitus *et al.* 2001) cerca de un grado durante el siglo XX. Las proyecciones indican un aumento de 0.6 °C durante los tres primeros decenios del siglo XXI, con una tendencia ascendente en los siguientes. Este hecho, junto con el cambio de los usos del suelo a escala global (Sala *et al.* 2000), ha provocado que los ecosistemas del planeta estén siendo modificados a una velocidad sin precedentes en la historia reciente (Pimm *et al.* 1995).

El clima predominante en la Península Ibérica es el denominado clima mediterráneo. El clima mediterráneo se caracteriza por tener una primavera y un otoño lluviosos y un verano e invierno secos, con un marcado estrés hídrico durante los meses estivales (Vicente-Serrano 2006; García-Ruiz *et al.* 2011). Durante dicho período, la evapotranspiración potencial –o demanda evaporativa– supera con creces la precipitación –es decir, el agua disponible no es suficiente para satisfacer la demanda evaporativa–. Las proyecciones para la zona sudeste de la Península Ibérica indican tanto un incremento en la temperatura como una disminución de la precipitación (Summer *et al.* 2003; Ruíz-Sinoga *et al.* 2011, Fig. 1), lo cual exportará el clima mediterráneo tanto latitudinal como altitudinalmente e incrementará la aridez de las zonas de la Península que actualmente ya presenten este clima. El incremento de la aridez puede tener un impacto dramáticamente negativo sobre los bosques mediterráneos, actualmente ya muy limitados por la disponibilidad hídrica (Palahi *et al.* 2008; Otero *et al.* 2010). El estudio de la vulnerabilidad de los bosques mediterráneos frente a las nuevas condiciones ambientales requerirá mucha atención si queremos ofrecer alternativas para la viabilidad, tanto de los ecosistemas forestales como de los bienes y servicios para la sociedad que de ellos se derivan.

El estudio del impacto del cambio climático sobre los bosques debe cristalizar en el conocimiento de los principales procesos ecofisiológicos y biogeoquímicos que se verán afectados y

de la magnitud de esta afectación. No obstante, de nada nos sirve actuar de espectadores pasivos ante un drama que ya se está desarrollando. La gestión forestal puede ser, bien aplicada, una herramienta útil para mitigar los efectos adversos del cambio climático sobre los ecosistemas (Millar *et al.* 2007; Resco de Dios *et al.* 2007). Esta básicamente consiste en una serie de actuaciones sobre la masa forestal para adecuar su estructura en función de unos objetivos de gestión previamente establecidos. Se ha constatado que una gestión forestal adecuada permite reducir los impactos del cambio climático sobre algunos de los ciclos biogeoquímicos más relevantes que se dan en los bosques, como el del carbono y el del agua, reducir el riesgo de incendio de las masas forestales, e incrementar la resiliencia de las poblaciones arbóreas a los períodos de sequía. No obstante, los distintos objetivos de gestión pueden precisar de distintos itinerarios de gestión forestal. Es por ello sumamente importante determinar “*a priori*” las actuaciones que se irán sucediendo en la masa forestal para llegar al objetivo de gestión. Se requiere, por tanto, desarrollar herramientas que nos permitan anticipar cómo afectarán las distintas actuaciones a la masa forestal y, en caso necesario, que permitan discriminar entre diferentes actuaciones para determinar la intervención óptima. En este marco se encuadran algunos modelos de simulación forestal.

Fontes *et al.* (2010) diferencian tres tipos de modelos de simulación forestal: los modelos empíricos (ME) basados en correlaciones estadísticas de las variables objetivo (p. ej.: producción de madera) con una serie de variables predictivas (p. ej.: precipitación media, temperaturas máximas y mínimas mensuales, etc.) (Pretzsch *et al.* 2008); los modelos basados en procesos (MP), en los que el comportamiento de un ecosistema está determinado por un conjunto de componentes funcionales que interactúan entre sí y con el ambiente del sistema; y los modelos híbridos (MH), en los que se asumen relaciones empíricas dentro de un modelo basado en procesos para complementar las lagunas existentes en el conocimiento sobre ciertos procesos ecofisiológicos (Mäkelä *et al.*

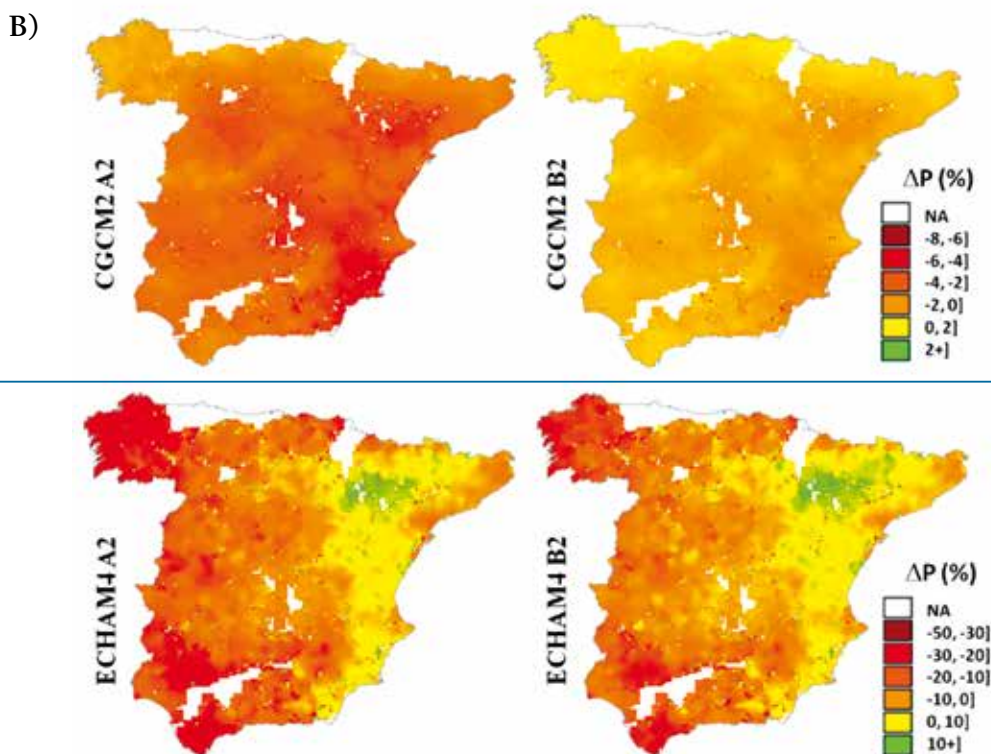
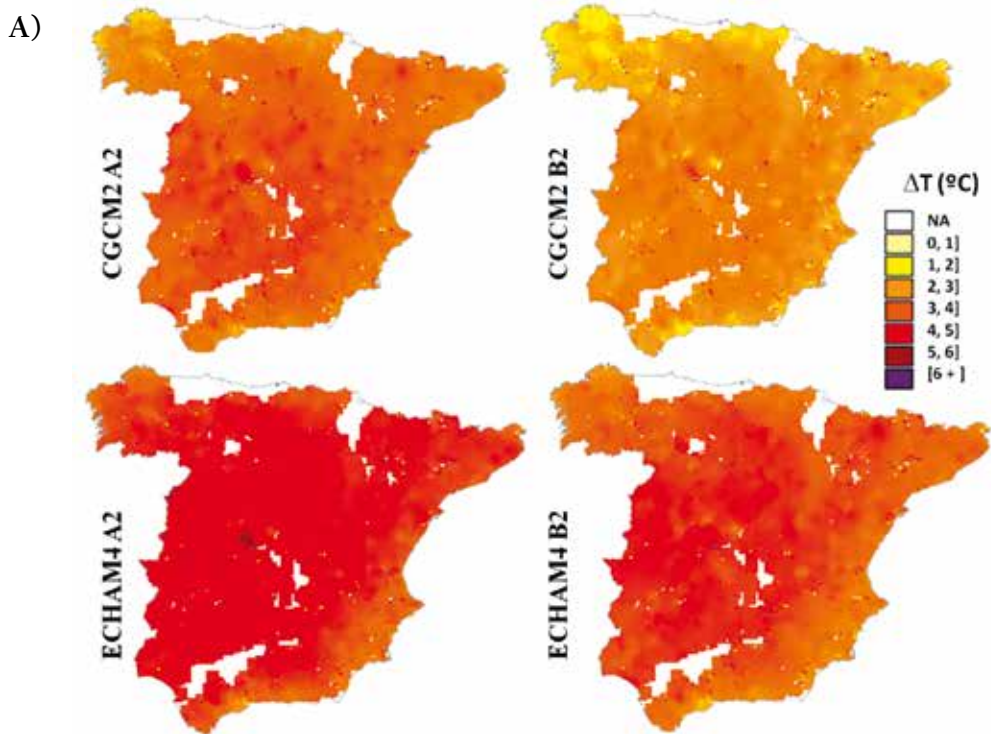


Figura 1. Anomalías en temperatura y precipitación proyectadas para los GCM -*Global Circulation Models*- (ECHAM4 y CGCM2) y para los dos escenarios socioeconómicos (A2 y B2) (IPCC 2007). Los mapas representan el incremento de temperatura en °C (DT, arriba) e incremento porcentual en precipitación (DP, abajo) para las cuatro combinaciones posibles. Cabe destacar que las escalas en el gráfico inferior no se corresponden entre los dos GCMs, ya que el cambio proyectado para los dos es de cerca de medio orden de magnitud diferente entre ambos.

2000). Es dentro del segundo grupo, el de los modelos basados en procesos, en el que se enmarca GOTILWA+ aunque las limitaciones más o menos severas en el conocimiento de algunos de los procesos implicados en el crecimiento de una masa forestal difumina necesariamente la línea que separa los modelos de procesos de los denominados híbridos.

## EL MODELO GOTILWA+

El modelo GOTILWA+ (Growth Of Trees Is Limited by WAter, <http://www.creaf.uab.cat/gotilwa+/>) es un modelo basado en procesos ecofisiológicos. GOTILWA+ simula los flujos de carbono y agua de un rodal de distintos tipos de ecosistemas forestales, mediterráneos o de otras latitudes, a condición de que se trate de masas monoespecíficas. El análisis de masas mixtas queda fuera del objetivo del modelo dado el desconocimiento de las relaciones cuantitativas precisas que rigen las interacciones entre los individuos de las diversas especies que componen la masa mixta y que pueden presentar diferente tamaño y muy diferentes densidades relativas. GOTILWA+ permite simular tanto poblaciones maduras como plantaciones simuladas desde el momento de inicio o regeneración tras una perturbación.

Los principales procesos descritos en el modelo son los relativos a los balances de carbono y agua del sistema forestal, es decir fotosíntesis, respiración y transpiración: estos procesos dependen de la radiación solar y la disponibilidad hídrica en el suelo. La radiación solar incidente se calcula horariamente siguiendo el modelo de Campbell (1986). La disponibilidad hídrica se basa en la cantidad de agua disponible en el suelo. Se calcula mediante el balance de los aportes de agua en forma de precipitación y las salidas, en forma de transpiración, escorrentía y drenaje.

El modelo considera la bóveda foliar dividida en dos estratos –tres en el caso de presencia de sotobosque–, hojas de sol, hojas de sombra y hojas del sotobosque. Para cada uno de ellos

se calcula la fotosíntesis y la transpiración. La fotosíntesis se basa en la descripción de Farquhar y colaboradores (Farquhar y Von Caemmerer 1982). La apertura o cierre estomáticos se basan en el modelo de Leuning, Ball y Berry (Leuning 1995) modulado por la disponibilidad de agua en el suelo. Para el balance energético foliar se siguen las ecuaciones de Gates (1962, 1980). La evapotranspiración se calcula aplicando las ecuaciones de Penman-Monteith (Monteith 1965; Jarvis y Mcnaughton 1986; Allen *et al.* 1998). Estas relaciones determinan las entradas de carbono por fotosíntesis y salida de agua por transpiración. Todos estos procesos se calculan horariamente y se integran para producir valores diarios, mensuales y anuales.

El carbono fijado de esta forma puede tener distintos destinos, que corresponden a distintos procesos que se dan en el árbol. En primer lugar, los tejidos vivos del árbol necesitan respirar para mantenerse. Por lo tanto una fracción de los productos de la fotosíntesis es consumida en forma de respiración de mantenimiento por parte de estos tejidos. Si la respiración de mantenimiento es mayor que la fijación de carbono, se utilizan las reservas de carbono para suplir la diferencia, por lo que el balance de carbono se torna, al menos temporalmente, negativo. Si las reservas de carbono se agotan por debajo de un umbral –p. ej.: en un período de sequía continuada– se pueden dar episodios de mortalidad, cuya intensidad será inversamente proporcional a la disponibilidad de reservas de carbono.

Una vez descontada la respiración de mantenimiento, si el balance de carbono es positivo, el carbono fijado es utilizado por el árbol siguiendo una serie de criterios jerárquicos. En primera instancia, se destina a rellenar las reservas de carbono móvil cuyo límite máximo corresponde a una fracción de la biomasa de albura, tanto aérea como subterránea, de los individuos, más la reserva que se acumula en el tejido foliar. El excedente de carbono, si existe una vez las reservas de carbono móvil están llenas, se destina a restaurar las estructuras perdidas de hojas y raíces finas hasta restablecer el equilibrio con

el área de albura según el modelo “*pipe model*” (Shinozaki *et al.*, 1964). Finalmente, si el equilibrio entre raíces-hojas-albura se ha restablecido, el árbol utiliza el resto del carbono para crear nuevas estructuras, siguiendo el principio del “*pipe model*”. La formación de nuevas estructuras tiene un coste en carbono –respiración de crecimiento– equivalente a 0.32 g de glucosa por gramo de nuevo tejido formado (Ovington, 1961); es decir, para formar 1 g de tejido nuevo de cualquier tipo se requiere de 1.47 g de fotosintetizado.

Recientemente Nadal-Sala *et al.* (2014) han publicado una revisión actualizada y más detallada de los procesos que se consideran en el modelo GOTILWA+.

GOTILWA+ resulta, por lo tanto, una plataforma que permite evaluar diferentes itinerarios de gestión forestal y bajo distintos escenarios climáticos.

### La gestión forestal en GOTILWA+

La gestión forestal en GOTILWA+ se puede implementar de dos formas distintas:

La primera, que llamaremos clásica, se focaliza en los itinerarios de gestión tradicionales. Esta se basa en sucesivas intervenciones preestablecidas sobre la masa forestal. Las distintas intervenciones se definen como entradas en el modelo y se ejecutan secuencialmente durante la simulación en el momento preestablecido. Distintas intervenciones pueden presentar distintas variables objetivo –biomasa, área basal, volumen de madera o densidad de individuos– y precisan de la entrada de la intensidad de las mismas y sobre qué árboles se efectuarán –aclareo por lo bajo, por lo alto o mixto–. Por ejemplo, durante un itinerario de gestión clásico se ha planificado una intervención en la masa forestal para el año 15. Dicha intervención consistirá en un aclareo por lo bajo que deje un 60% del área basal presente en la parcela. GOTILWA+, en este caso, al final del año 15 de simulación, eliminará los pies más pequeños de la parcela hasta dejar un

60% del área basal existente en el momento del aclareo.

En la segunda, se aprovecha la potencia exploratoria de una herramienta como GOTILWA+ para combinarse con potentes algoritmos de optimización que permiten hallar soluciones óptimas a problemas complejos, en caso de GOTILWA+, se busca la gestión óptima del rodal. La optimización de la gestión es un problema complejo al tener que considerar un amplio espectro de variables. A tal fin, GOTILWA+ utiliza el algoritmo de base genética, conocido como optimización de enjambre de partículas (*Particle Swarm Optimization* –PSO–) para hallar, en un tiempo razonable, la combinación de decisiones que aporta la solución óptima a un problema que normalmente presenta varios cientos de millones de combinaciones posibles, hecho que imposibilitaría explorarlas una a una.

Las funciones objetivo actualmente incorporadas al algoritmo de optimización permiten optimizar el valor esperado del suelo, el valor esperado del suelo considerando el riesgo de incendio, el valor esperado del suelo considerando el riesgo de incendio más la producción de setas comerciales en el caso de aquellas especies para las que se han desarrollado los modelos de producción de setas comerciales, todos ellos en €·ha<sup>-1</sup>; la eficiencia en el uso del agua definida como los m<sup>3</sup> de agua transpirada para producir cada m<sup>3</sup> de madera a lo largo de la rotación (m<sup>3</sup> de agua·m<sup>-3</sup> de madera); la producción de madera promediada a lo largo del turno (m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>·año<sup>-1</sup>); y, finalmente, la cantidad de agua invertida en la producción de madera a lo largo del turno. PSO también permite optimizar cualquier combinación de las funciones objetivo anteriores.

Para comprender la complejidad del problema de la optimización consideremos la figura 2, que resume un esquema clásico de la gestión de una masa monoespecífica. Básicamente tras la plantación o regeneración natural de la masa, se programa una corta inicial de mejora, a una edad determinada en la que se seleccionan los



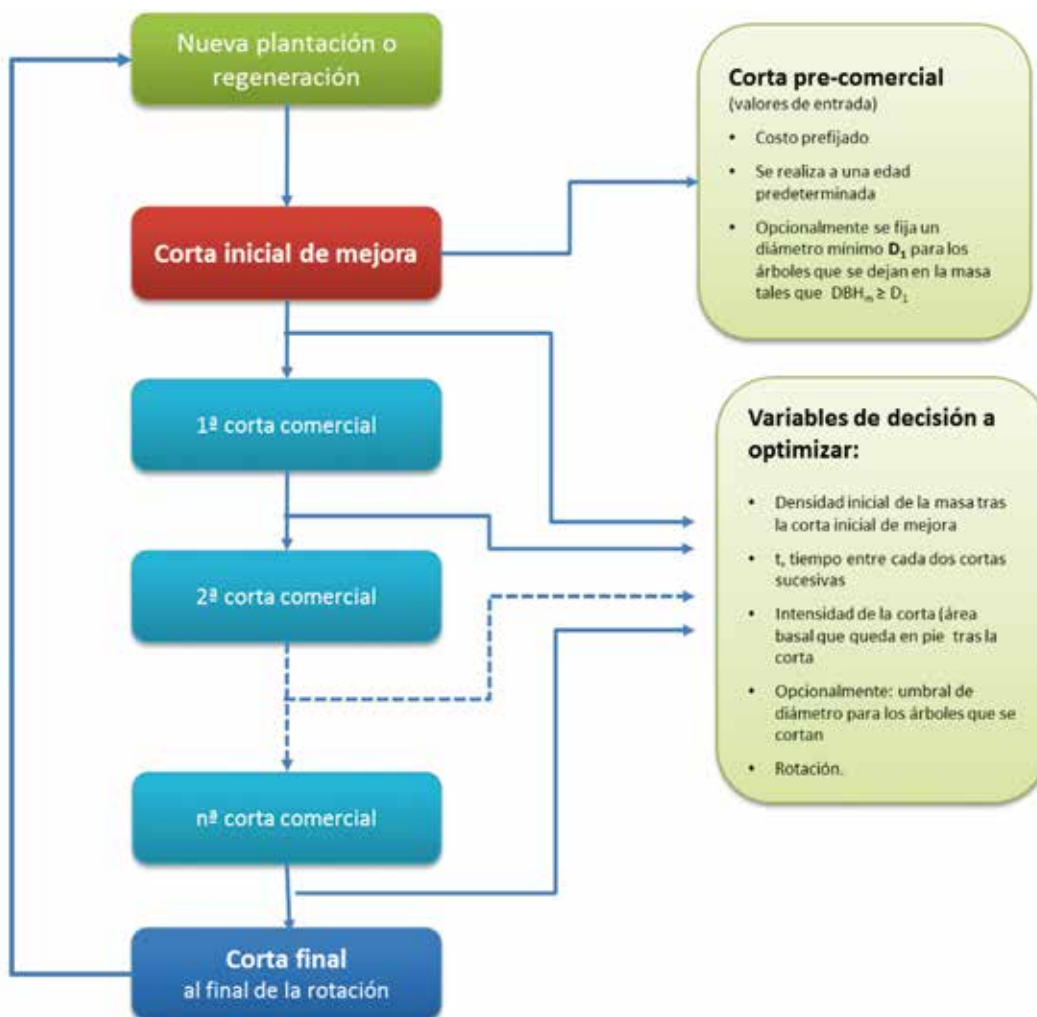


Figura 2. Esquema básico de la gestión de una masa mono-específica en GOTILWA+. Básicamente tras la plantación o regeneración natural de la masa, se programa una corta inicial de mejora, a una edad determinada. El costo de la operación se considera prefijado. Opcionalmente puede definirse un límite inferior de diámetro de modo que ningún árbol menor a dicho diámetro quede en pie. Tras esta corta pre-comercial, de mejora de la masa, se definen una serie de variables de decisión cuyo valor se determina de modo tal que optimice el valor de la o las variables finales a optimizar. Básicamente se explora el turno a aplicar a la masa, la densidad de pies tras la corta inicial de mejora, el número de intervenciones a aplicar en dicho turno, el momento y la intensidad de cada intervención.

pies mejor formados y se retiran de la masa los menos vigorosos o los que se considera que están en exceso. La primera incógnita que debe resolver el gestor es la densidad de pies que debe dejar en la masa ya que dicha densidad afectará posteriormente a la interacción de los árboles y por tanto a las tasas de crecimiento posteriores.

Tras esta corta pre-comercial, de mejora de la masa, el gestor debe de tomar decisiones sobre la longitud del turno de gestión, el número de

intervenciones que planeará efectuar durante dicho periodo, el momento de efectuar cada una de dichas intervenciones y, no menos importante, la intensidad de cada una de ellas.

El problema es más complejo de lo que puede creerse a primera vista: consideremos a título de ejemplo una masa de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.). Supongamos para acotar el problema que queremos dejar una densidad tras la primera corta de mejora de entre 800 y 1500 p/ha. Planeamos efectuar tres inter-

venciones a intervalos de entre 15 y 30 años y en cada aprovechamiento dejaremos en pie entre el 30 y el 60% del área basal existente antes del aprovechamiento. Finalmente planificamos una corta final. En estas condiciones el turno puede oscilar entre 60 y 120 años, en función de los tiempos transcurridos entre cortas sucesivas. Hemos definido un problema que depende de ocho variables de decisión –la densidad inicial, que por razones prácticas consideraremos que pueden variar de cien en cien pies/ha, los cuatro intervalos de corta más las tres intensidades ya que en la corta final se extrae toda la biomasa remanente–, y que arroja:

$$1 + \frac{1500 - 800}{100} \cdot (1 + (30 - 15))^4 \cdot (1 + (60 - 30))^2 = 15.6 \cdot 10^9 \text{ soluciones}$$

Nada menos que algo más de quince mil millones de posibles soluciones. ¿Cómo podemos hallar la combinación de densidad inicial, momentos de corta e intensidades de intervención que nos aporte la solución óptima?

El algoritmo PSO (Fig. 3) nos ayuda a buscarla. Este algoritmo fue desarrollado por Eberhart y Kennedy (1995) inspirado en el comportamiento social de las bandadas de aves o cardúmenes de peces. Resulta extremadamente eficaz en la búsqueda de soluciones óptimas en espacios complejos. Brevemente descrito, el espacio de las variables de decisión es un hiperespacio de “n” dimensiones (n=8 en el ejemplo anterior) –cada dimensión representa una variable de decisión–. Cada punto en el hiperespacio representa la combinación de las “n” variables de decisión y representa una posible solución. Un conjunto de “partículas” se mueven en el hiperespacio de manera análoga a como lo haría una bandada de aves moviéndose a la búsqueda del alimento.

PSO se inicializa con un grupo de partículas distribuidas aleatoriamente –algunas de las soluciones del problema– y se aproxima a la solución óptima en sucesivas iteraciones. Se explora el resultado obtenido para la variable

objetivo con cada una de ellas y el sistema retiene la mejor solución hallada en esta primera iteración (óptimo global provisional o *gbest*). En cada iteración, cada partícula actualiza su posición de acuerdo con dos valores: uno es la mejor solución que la partícula ha obtenido hasta ese momento. Este valor se denomina óptimo de la partícula (*pbest*). El segundo valor óptimo que controla el algoritmo es el mejor valor alcanzado hasta ese momento por cualquier partícula de la población; se denomina óptimo global (*gbest*).

A cada iteración, las partículas actualizan su velocidad y sus posiciones mediante dos ecuaciones sencillas:

$$V_i = V_i + C_1 \cdot \varepsilon_1 \cdot (pbest_i - present_i) + C_2 \cdot \varepsilon_2 \cdot (gbest_i - present_i)$$

$$position_i = position_i + V_i$$

donde  $V_i$  es la “velocidad” de la partícula “i”, es decir de la intensidad con la que tiende a desplazarse en función de su posición actual (*present<sub>i</sub>*) y del valor mejor detectado hasta ese momento por la propia partícula (*pbest<sub>i</sub>*) y el mejor valor detectado por cualquiera de las partículas que componen la nube (*gbest<sub>i</sub>*).  $C_1$  y  $C_2$  son constantes del algoritmo denominadas factores de aprendizaje, normalmente  $C_1=2$  y  $C_2=2$ , y  $\varepsilon_1$  y  $\varepsilon_2$  son valores aleatorios comprendidos en el intervalo (0,1). En todo momento, cada partícula tiene asociadas las propiedades de velocidad y dirección que rigen su desplazamiento hacia el óptimo global detectado hasta ese momento.

En cada una de las sucesivas posiciones ocupadas por las diferentes partículas se evalúa el valor de la gestión que representa (su “*fitness*”), simulando el crecimiento del bosque bajo ese preciso régimen de gestión (densidad inicial y momento e intensidad de las cortas). En iteraciones sucesivas todas las posibles soluciones exploradas se aproximan progresiva y estocásticamente a *gbest*. Durante el proceso, algunas de las partículas pasan por puntos del espacio de decisión que corresponden a combinaciones

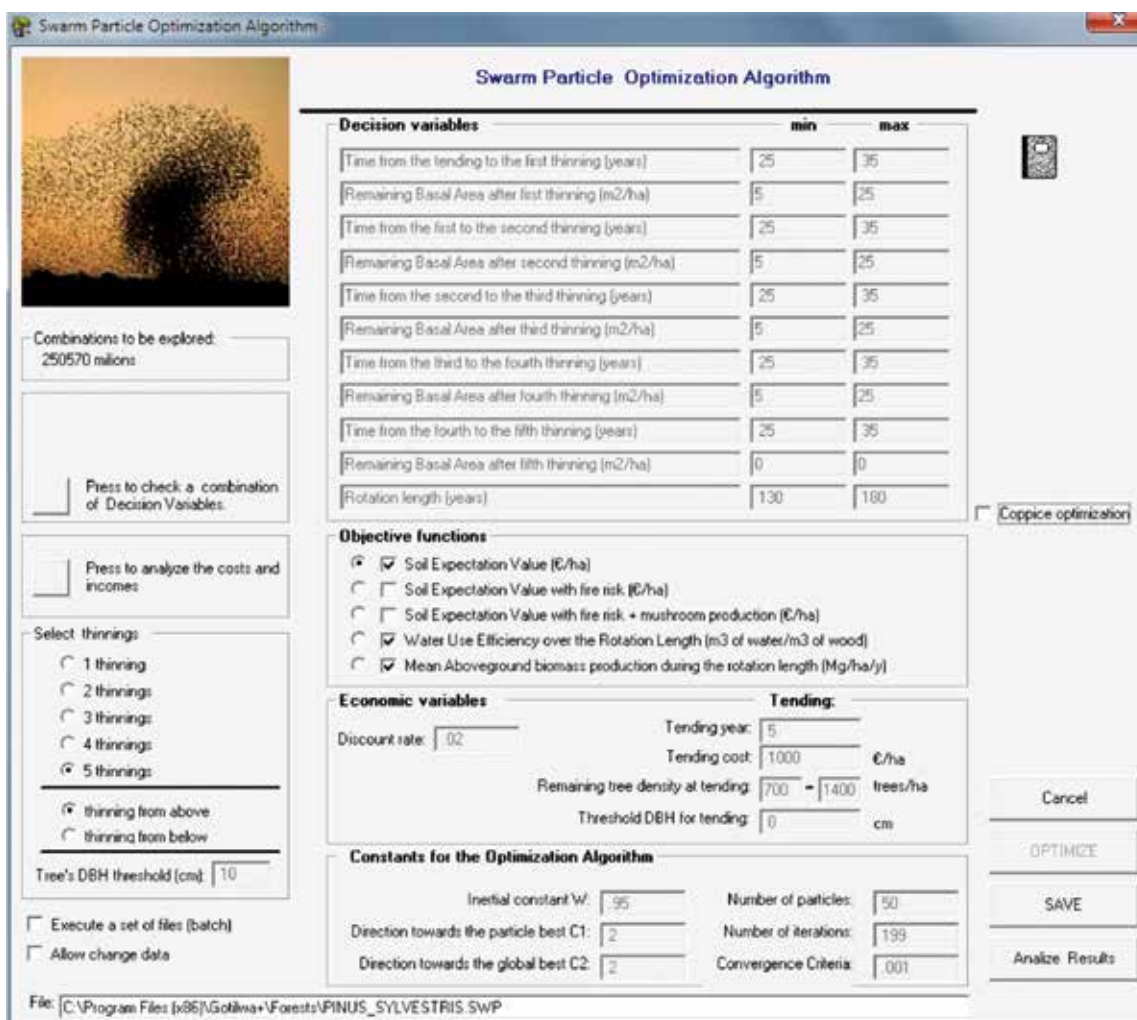


Figura 3. Interface de GOTILWA+ que permite aplicar el algoritmo del enjambre de partículas (PSO) para la optimización del tratamiento de una masa forestal. Básicamente se define un rango para la densidad inicial de pies (tras la corta de mejora), el número de cortas a aplicar durante el turno, si se van a extraer los árboles más grandes o los de diámetro menor, la variable o combinación de variables objetivo a optimizar y una horquilla inicial de valores de cada variable de decisión.

Seis constantes definen las características del algoritmo: una constante que define la inercia con la que se mueven las partículas en el espacio, las constantes  $C_1$  y  $C_2$  que definen el grado de atracción de cada partícula por su valor óptimo y por el óptimo global, el número de partículas y el número de iteraciones a aplicar para explorar el espacio de las posibles soluciones así como un criterio de convergencia que detiene la búsqueda cuando dicho valor se alcanza.

de las variables cuyo valor mejora el valor de  $g_{best}$  hallado hasta ese momento. En ese caso, el óptimo global es sustituido por el nuevo valor y el conjunto de partículas que representan las posibles soluciones tiende a moverse hacia el nuevo óptimo global. El proceso se detiene cuando se alcanza un valor de convergencia de las partículas definido por el usuario de tal modo que la diferencia entre la mejor y la peor solución de las partículas que conforman el enjambre sea inferior a un valor predeterminado o, si se prefiere, que la nube que forma el en-

jambre se haya compactado de tal modo que todas las soluciones estén próximas a  $g_{best}$  con una diferencia menor al valor de convergencia prefijado.

El algoritmo PSO, combinado con el simulador de procesos, aunque requiere un tiempo de proceso relativamente largo, se ha revelado como un eficaz método para explorar regímenes de gestión óptimos. Esto resulta particularmente útil a la hora de explorar posibles regímenes de gestión adaptados a las futuras condiciones



ambientales impuestas en el marco del cambio climático. Más interesante aún resulta el hecho de comprobar cómo, en un determinado escenario climático bajo diferentes condiciones ambientales, por ejemplo en tipos de suelo con distinta capacidad de reserva hídrica, la gestión óptima para minimizar los efectos adversos en un determinado objetivo de gestión, ha de ser diferente, lo que previene sobre soluciones demasiado simplistas.

## RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DEL MODELO GOTILWA+

### Proyecciones de futuro de los bosques españoles. El caso del haya

El haya es un árbol caducifolio de origen centroeuropeo que actualmente tiene su límite sur de distribución biogeográfica ubicado al noreste de la Península Ibérica. El macizo del Montseny, situado entre las provincias de Girona y Barcelona, acoge, juntamente con el hayedo de Montejo, en Madrid, las poblaciones más meridionales de dicha especie en la Península Ibérica. Es de esperar, por su sensibilidad al cambio de las condiciones climáticas, sobre todo al incremento de temperaturas (Jump *et al.* 2006), que sus poblaciones ibéricas respondan de forma negativa al cambio climático. Peñuelas y Boada (2003) ya observaron un desplazamiento altitudinal de aproximadamente 70 metros de los hayedos del Montseny y su progresiva sustitución por encinares, un ecosistema de carácter mucho más mediterráneo.

Utilizando el modelo GOTILWA+ se ha simulado la evolución de las parcelas monoespecíficas de haya (*Fagus sylvatica* L.) –se ha considerado que una parcela es monoespecífica cuando más de un 80% de su área basal es compuesta por una única especie– del territorio español peninsular recogidas en el tercer inventario forestal nacional (IFN3, Ministerio de Medio Ambiente 2008) para explorar la evolución de esta especie a lo largo del siglo XXI y analizar sus potencialidades como su-

midero de carbono y su posible vulnerabilidad al cambio climático.

No se dispone de información sobre la profundidad del suelo para las diferentes parcelas –un parámetro muy importante en GOTILWA+ ya que determina la capacidad del suelo para almacenar agua– ni tampoco disponemos de datos fiables a nivel de parcela para el carbono presente en el suelo. Para solventar estos dos impedimentos, se ha considerado primero: que el carbono en el suelo de las parcelas es el promedio que dan Doblas-Miranda *et al.* (2013) para todos los suelos españoles peninsulares –8.7 kg·m<sup>-2</sup>–, y, segundo, se ha simulado cada una de las parcelas a tres profundidades diferentes del suelo, correspondientes a un suelo de baja calidad, un suelo de calidad media y un suelo de alta calidad. Una vez simuladas las parcelas, se han comparado los valores de incremento de área basal obtenidos por GOTILWA+ con los incrementos en área basal observados entre los inventarios forestales españoles 2 y 3 (IFN2 y IFN3, Ministerio de Medio Ambiente, 1998, 2008), y se ha escogido la simulación de la profundidad del suelo que minimice las diferencias entre los valores obtenidos por las simulaciones en GOTILWA+ y los valores obtenidos por los inventarios forestales (Fig. 4); por último, se han descartado aquellas parcelas que presentaban una diferencia superior a dos veces el valor absoluto del promedio de incremento de área basal para todas las parcelas observadas; en total, se han considerado 400 parcelas, que representan el 81% de las parcelas posibles.

Otra fuente de incertidumbre a la hora de modelizar las respuestas de los bosques al cambio climático es la incertidumbre del clima futuro. Para maximizar el abanico de posibilidades cubiertas respecto a la evolución del clima durante el siglo XXI, se han utilizado las proyecciones climáticas de dos modelos de circulación global –“Global Circulation Models” (GCM)–, ECHAM4 y CGCM2, conjuntamente con dos posibles escenarios socioeconómicos, A2 y B2 (IPCC 2007). Su combinación nos da como resultado cuatro posibles combina-

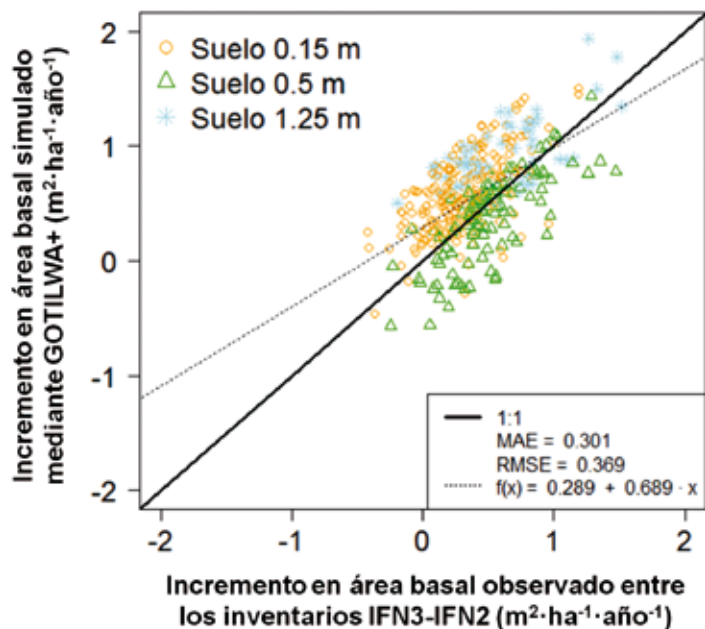


Figura 4. Comparación entre el incremento en área basal (en  $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ ) modelado por GOTILWA+ y el incremento en área basal obtenido mediante la comparación de los sucesivos inventarios forestales IFN3-IFN2; se indica, para cada una de las parcelas, la profundidad de suelo que se ha considerado en su análisis. La línea negra continua representa la relación 1:1, la línea punteada representa la regresión lineal estimada, cuya fórmula se encuentra en la leyenda. Además, se indican dos medidores de error (MAE y RMSE) de los valores proyectados por GOTILWA+ respecto a los valores observados entre los inventarios.

ciones de GCM y escenario socioeconómico, siendo el GCM2 B2 el escenario con menor impacto del cambio climático y el ECHAM4 A2 el escenario con un mayor impacto del mismo.

Los resultados arrojan evidencias de los efectos del cambio climático sobre los hayedos. Es un hecho extensamente reportado que los árboles, sobre todo en condiciones de limitación hídrica, afectan a los flujos de salida de agua de la parcela debido a las enormes cantidades de la misma que necesitan para sus procesos fisiológicos (Andréassian 2004; Farley *et al.* 2005). En todos los escenarios considerados se observa que la cantidad de agua verde —es decir, el agua evapotranspirada por los árboles— se incrementará a lo largo del presente siglo, debido principalmente a un incremento de la demanda evaporativa. Paralelamente, la cantidad de agua que sale del sistema por escorrentía y drenaje, es decir el agua azul, se verá reducida (Fig. 5) a lo largo del siglo XXI. Esta reducción de la disponibilidad hídrica que sale de la parcela puede tener severas implicaciones para los ecosistemas ubicados aguas abajo de la parcela (Otero *et al.* 2010), tanto fluviales, como ribereños, como forestales. El incremento del agua evapotranspirada

por parte de los bosques también puede suponer severos impactos para la sociedad al reducir su disponibilidad hídrica (Calder, 2007). Los hayedos, sobre todo aquellos ubicados en las latitudes más mediterráneas, se encuentran muchas veces en la cabecera de las rieras y los torrentes, a menudo de aguas estacionales: un incremento de su evapotranspiración puede repercutir aún más drásticamente sobre los ecosistemas fluviales que los bosques ubicados en ríos de orden superior.

Los bosques españoles actúan actualmente en su conjunto como sumideros de carbono (Vayreda *et al.* 2012). No obstante, esta tendencia se puede ver invertida durante la segunda mitad del siglo XXI (Nadal-Sala *et al.* 2014), cuando dichos bosques pueden pasar a actuar como emisores netos de carbono. Los hayedos simulados, aunque de una gran capacidad como sumidero de carbono —de cerca de  $5 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ — durante los primeros años del siglo XXI, durante la segunda mitad de siglo presentan una tendencia a la reducción de su capacidad como sumidero; es decir, presentan intercambios ecosistémicos netos cada vez más positivos durante la mitad del siglo XXI (Fig. 6). El balance ecosistémico neto —NEE— indica la capacidad del ecosistema forestal

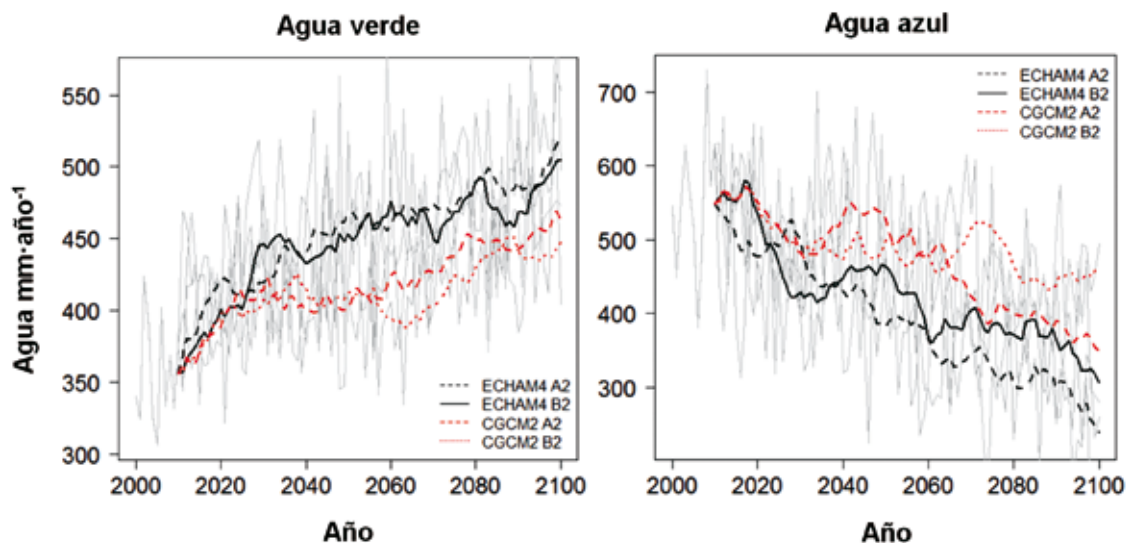


Figura 5. Evolución del agua verde y el agua azul durante el siglo XXI para los cuatro escenarios climáticos considerados. Se representan los promedios anuales (línea gris continua) para los cuatro escenarios, así como la tendencia acumulada durante los últimos 10 años, en forma de media móvil. El agua verde representa el agua que sale de la parcela por evapotranspiración, mientras que el agua azul representa el agua que sale de la parcela en forma de escorrentía y drenaje. Los datos presentados representan el promedio de un total de 400 parcelas simuladas.

para captar carbono atmosférico. Cuanto más negativos son sus valores, mayor fijación de carbono por parte del ecosistema forestal. Si sus valores se tornan positivos, hecho que apuntan con frecuencia, las simulaciones de la segunda mitad del siglo XXI en los hayedos simulados, significa que el ecosistema forestal en su conjunto pasa a actuar como fuente neta de carbono. Como puede observarse en la figura 6, se proyecta un incremento de la NEE para los hayedos españoles durante la segunda mitad del siglo XXI. En el escenario más severo –ECHAM4 A2– se proyecta que el conjunto de hayedos españoles actuarán de emisores de carbono durante la mayor parte del período final de este siglo. Si esta es la tendencia general de los bosques españoles, tal y como los últimos estudios están proyectando, supondrá una retroalimentación de los efectos del cambio climático debido a la liberación de  $\text{CO}_2$  por parte de un compartimento –los ecosistemas forestales– que actualmente actúa como sumidero neto (Pan *et al.*, 2011) de carbono. Por tanto, los bosques pueden ver disminuido su potencial paliativo del incremento de las emisiones de carbono antropogénico.

### Evaluación de distintos itinerarios de gestión en pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.)

Una gestión forestal adaptada a los objetivos de gestión resultará crucial durante los próximos años para mitigar los efectos del cambio climático. Actualmente, los itinerarios de gestión existentes ya ofrecen un amplio abanico de posibles actuaciones en función del objetivo de la gestión. Recientemente la Generalitat de Catalunya ha publicado los modelos de gestión ORGEST (Orientaciones de Gestión Forestal Sostenible de Catalunya) en un intento de sistematizar la gestión forestal para un territorio extenso y dotar a los gestores de herramientas de decisión para poder aplicar la gestión más conveniente en función de la masa forestal a gestionar. Se ha utilizado GOTILWA+ para simular los diferentes itinerarios de gestión de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) (Beltrán *et al.* 2011) a fin de comparar su idoneidad en función de una serie de variables objetivo.

Se listan los resultados de aplicar cuatro itinerarios de gestión forestal sobre un rege-

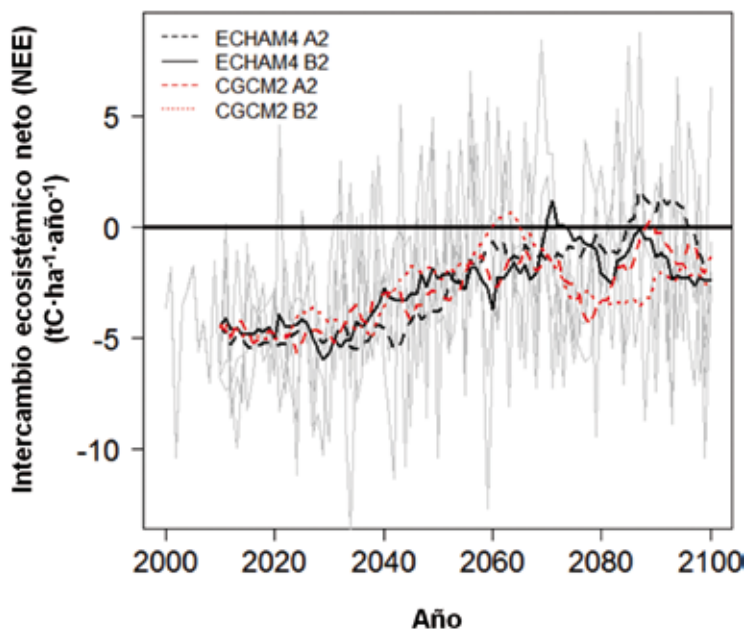


Figura 6. Evolución proyectada del intercambio neto ecosistémico – NEE – en  $tC \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$ , para las 400 parcelas de haya consideradas. Están representados los cuatro escenarios climáticos considerados. El promedio anual para todas las parcelas se representa en las líneas grises continuas, y se ha representado la tendencia acumulada mediante una media móvil de los últimos diez años.

nerado de pino carrasco con una densidad inicial de  $5000 \text{ pies} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Los itinerarios de turno más corto presentan en general una mayor producción de madera (Tabla 1), así como una mayor eficiencia en el uso del agua. Por otro lado, los itinerarios de turno más largo presentan una mayor resistencia a los incendios forestales, reduciendo la afectación de los mismos sobre la masa forestal. Resulta interesante destacar, no obstante, que el óptimo para los distintos objetivos de

gestión aparece en distintos itinerarios. Así, si el gestor decide optimizar la gestión para maximizar el agua que sale de la parcela en forma de agua azul, debe seguir el segundo itinerario. Un gestor que pretenda maximizar la producción de madera, no obstante, utilizará el primer itinerario ya que este es el que maximiza esta variable. Por último, el cuarto itinerario es el que resulta más apropiado para una parcela forestal que esté muy expuesta al riesgo de incendios, ya que redu-

Tabla 1. Resultados de la simulación de los itinerarios ORGEST de pino carrasco mediante GOTILWA+. Las variables consideradas han sido: la duración del turno, en años, el número de intervenciones, sin contar con la corta de selección, el agua azul que sale de la parcela en forma de drenaje y escorrentía, en  $\text{mm} \cdot \text{año}^{-1}$ , la producción anual de madera, en  $\text{kg} \cdot \text{año}^{-1}$ , el rendimiento anual, en  $\text{m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ , la eficiencia en el uso del agua, en  $\text{kg}$  de madera por  $\text{m}^3$  de agua transpirada, la probabilidad de la generación de un incendio por causas no antropogénicas y el porcentaje de pies muertos en caso de incendio, los dos últimos calculados siguiendo (González *et al.*, 2006). Todos los valores se dan por hectárea. Se resaltan en **negrita** los valores óptimos para cada variable e itinerario

	Turno años	Intervenciones	Agua azul $\text{mm} \cdot \text{año}^{-1}$	Producción de madera $\text{kg} \cdot \text{año}^{-1}$	Rendimiento anual $\text{m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$	Eficiencia $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$	Probabilidad de incendio	Muerte por incendio %
Itinerario 1	48	2	339	<b>3689</b>	<b>12.8</b>	<b>1.2</b>	0.03	0.38
Itinerario 2	70	4	<b>360</b>	3238	11.1	1.1	0.024	0.37
Itinerario 3	79	4	356	3194	11	1.1	<b>0.023</b>	0.36
Itinerario 4	165	3	305	1990	5.5	0.6	0.026	<b>0.34</b>

**Tabla 2. Resultados de la optimización de la gestión de un bosque de pino silvestre creciendo en las montañas de Prades, en un suelo de 95 cm de espesor con un contenido en materia orgánica del 4% y una capacidad de retención de agua de 210.6 mm. (Ver explicación en el texto)**

	Número de cortas	Turno años	Densidad inicial de pies·ha <sup>-1</sup>	Valor esperado de la madera €·ha <sup>-1</sup>	Eficiencia en el uso del agua m <sup>3</sup> agua · m <sup>-3</sup> madera	Producción de madera m <sup>3</sup> ·año <sup>-1</sup>
Sin gestión (línea de base)	0	67	1600	—	<b>716.09</b>	<b>2.31</b>
Optimización del SEV sin considerar el riesgo de incendio	5	66	1200	<b>4312.1</b>	333.1	4.1
Optimización del SEV considerando el riesgo de incendio	4	48	1100	<b>1768.6</b>	300.6	4.1

ce la vulnerabilidad de la masa forestal a los mismos.

Como hemos visto, GOTILWA+ permite la comparación de los distintos itinerarios tradicionales de gestión forestal. Dota al gestor, de esta forma, de datos objetivos de decisión para determinar la gestión adecuada a cada objetivo de gestión.

Esta evaluación de los itinerarios de gestión se ha realizado con el método clásico de gestión forestal, dando unos buenos resultados y abasteciendo a los gestores de información cuantitativa acerca de las diferencias entre los distintos itinerarios propuestos... pero la pregunta que se nos presenta es: ¿puede GOTILWA+ optimizar la gestión forestal de acuerdo con los objetivos prefijados y generar nuevos itinerarios de gestión?

### **Optimización de la gestión de un pinar de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.)**

La respuesta la encontramos en la optimización mediante el algoritmo PSO. En un ejemplo ilustrativo de la potencia de la optimización, se ha analizado la gestión de un bosque de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) creciendo en un suelo de 95 cm de espesor con un contenido en materia orgánica del 4% y una capacidad de retención de agua de 210.6 mm.

El rodal de referencia, es decir, sin gestionar, se inicia con una densidad de 1600 pies·ha<sup>-1</sup> y crece con un turno de 67 años al final de los cuales se producen 2.31 m<sup>3</sup> de madera·ha<sup>-1</sup>·año<sup>-1</sup> cada uno de los cuales supone una utilización de 716.09 m<sup>3</sup> de agua.

La optimización arroja un resultado bien contrastado. Se han considerado dos situaciones hipotéticas: una en la que el riesgo de incendio se considera nulo y una segunda alternativa en la que el riesgo de incendio se estima de acuerdo con un modelo empírico de riesgo de incendio desarrollado para Cataluña por González *et al.* (2006). El riesgo de incendio se estima en base a la estructura de la población (densidad y diámetro basal promedio) y de las características topográficas de la estación (altitud, pendiente y orientación) consideradas como aproximaciones del clima. En la versión actual del modelo de riesgo de incendio se ha incorporado información explícita del clima (valores diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima y evapotranspiración potencial).

Optimizando el valor esperado del suelo sin considerar el riesgo de incendio, la densidad inicial óptima es de 1200 pies·ha<sup>-1</sup> con los que, al cabo de 66 años y en un tratamiento que considera cuatro cortas intermedias y una corta final, se obtiene un valor esperado de 4312 €·ha<sup>-1</sup>. La producción anual media de made-



ra se incrementa notablemente hasta los 4.1 m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>·año<sup>-1</sup> cuya producción requiere la utilización de menos de la mitad de agua, 333.1 m<sup>3</sup> de agua.

La consideración del riesgo de incendio durante el desarrollo de la masa, aconseja reducir notablemente el turno, hasta los 48 años y el número de cortas a solo tres cortas intermedias y una corta final. La densidad inicial se ve igualmente reducida a 1100 pies·ha<sup>-1</sup>. En estas condiciones el valor esperado del suelo es de 1768,6 €·ha<sup>-1</sup>, apenas un tercio del valor con exclusión del riesgo de incendio, en tanto que la producción de madera y la eficiencia en el uso del agua, que no dependen del riesgo de incendio, apenas ven modificado su valor.

Análogamente se puede aplicar el proceso de optimización y valorar los efectos de otras variables como por ejemplo, el efecto de suelos de calidades diferentes, de climas diferentes o cualesquiera otras variables que pueden ser simuladas con GOTILWA+.

## CONCLUSIONES GENERALES

Los modelos de simulación, como GOTILWA+, son necesarios para evaluar las consecuencias que condiciones ambientales cambiantes pueden tener sobre los ecosistemas forestales. En un contexto de cambio climático, se han mostrado tres ejemplos de aplicación del modelo GOTILWA+. Un caso sin gestión forestal en bosques de haya, un caso siguiendo itinerarios de gestión tradicionales en bosques de pino carrasco, y un caso de optimización de la gestión forestal en bosques de pino silvestre.

En el primer ejemplo, las proyecciones indican que la capacidad de sumidero de los hayedos españoles se irá estancando a lo largo del siglo XXI. En los escenarios climáticos más adversos se puede dar el caso de que bosques ubicados en condiciones ambientales actualmente limitantes pasen a actuar como emisores netos de carbono. Una mayor

demanda hídrica debido a un incremento de las temperaturas y una reducción de la precipitación aumentará la fracción de agua que los bosques evapotranspirarán, pudiendo repercutir directamente sobre los ecosistemas ribereños o fluviales con una disminución del agua azul.

Una gestión forestal adaptativa puede permitir reducir el agua evapotranspirada por los bosques, el riesgo de incendio de los mismos, así como maximizar su capacidad de sumidero de carbono.

Se precisan modelos que integren el funcionamiento ecofisiológico de los bosques, donde se incluya su gestión, para asesorar a gestores y propietarios forestales sobre la vulnerabilidad y las potencialidades de las masas forestales en un mundo cambiante. Además, los itinerarios de gestión óptimos dependen de los objetivos que se prioricen. El algoritmo PSO nos permite proponer itinerarios de gestión óptimos que permiten incrementar la eficiencia en el uso de agua de un rodal –al reducir a la mitad el agua necesaria para la obtención de madera–, e incrementar su productividad, así como disminuir el riesgo de incendios. También se ha mostrado muy sensible a las condiciones ambientales del rodal –clima, calidad del suelo, riesgo de incendios–. Por ende, la utilización de la plataforma de simulación forestal GOTILWA+ y el algoritmo PSO muestran su capacidad para analizar los retos que el cambio climático nos deparará y proponer una gestión adaptativa a sus impactos. ❀

## BIBLIOGRAFÍA

- Andreásson, V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291:1-27.
- Allen, R. *et al.*, 1998. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – *FAO Irrigation and drainage paper* 56. FAO, Rome 300:6541.
- Beltrán, M. *et al.* 2011. Models de gestió per als boscos de pi blanc (*Pinus halepensis* L.): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. Sèrie: Orientacions de Gestió Forestal Sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de

- la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. 132 pp.
- Campbell, G.S. 1986. Extinction coefficients for radiation in plan canopies calculated using an ellipsoidal inclination angle distribution. *Agricultural and forestal meteorology*, 36:317-321.
- Calder, I. 2007. Forests and water – Ensuring forests benefits outweigh water costs. *Forest Ecology and Management*, 251: 110-120.
- Doblas-Miranda, E. *et al.* 2013. Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences* 10:8353-8361.
- Eberhart, R. and J. Kennedy. 1995. A new Optimizer Using Particle Swarm Theory. *Sixth International Symposium on Micro Machine and Human Science*, pp. 39-43.
- Eyles N. 1993. Earths glacial record and its tectonic setting. *Earth-Science Reviews* 1-2:1-248.
- Farley, K. A. *et al.* 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*. 11:1565-1576.
- Farquhar G.D. and S Von Caemmerer. 1982. Modeling of photosynthetic response to environment. In: Lange, O.L., P.S. Nobel, C.B. Osmond, and H. Ziegler (Eds.), *Encyclopedia of Plant Physiology: Physiological Plant Ecology II, Water Relations and Carbon Assimilation*, Vol. 12B. Springer, Berlin, pp. 549-587.
- Fontes, L. *et al.* 2010. Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems*, 19:8-29.
- García-Ruiz, J. *et al.* 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews*, 105:121-139.
- Gates D.M. 1962. Leaf temperature and energy exchange. *Theoretical and Applied Climatology*, 12:321-336.
- Gates D.M. 1980. *Biophysical Ecology*. Springer, New York.
- González, J. R. *et al.* 2006. A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science*, 63:169-176.
- IPCC, 2007. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel in Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2013. *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel in Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jump, A. *et al.* 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163-2174.
- Leuning R. *et al.* 1995. Leaf nitrogen, photosynthesis, conductance and transpiration: scaling from leaves to canopies. *Plant, Cell & Environment*, 18: 1183-1200.
- Levitus S. *et al.* 2001. Anthropogenic Warming of Earth's Climate System. *Science*, 292:267-270.
- Mäkelä A. *et al.* 2000. Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology*, 20:289-298.
- Millar C. *et al.* 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17: 2145-2151.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, 337 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2008. Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ifn3.aspx>
- Nadal-Sala *et al.* 2014. Gotilwa+: Un modelo que evalúa los efectos del cambio climático en los bosques y explora alternativas de gestión para su mitigación. *Ecosistemas* 22:29-36.
- Otero, I. *et al.* 2010. Loss of water availability and stream biodiversity under land abandonment and climate change in a Mediterranean catchment (Olzinelles, NE Spain). *Land Use Policy* 28:207-218.
- Ovington J. D. 1961. Some aspects of energy flow in plantations of *Pinus sylvestris* L. *Annals of Botany*, 25:12-20.
- Palahi M. *et al.* 2008. Mediterranean forests under focus. *International forestry review* 4:676-688.
- Pan, Y. *et al.* 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333:988-993.
- Peñuelas, J. and Boada, M. (2003). A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology*, 9: 131-140.
- Pimm S. *et al.*, 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269:347-350.
- Pretzsch H. *et al.* 2008. Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Annals of Botany*, 101:1065-1087.
- Resco de Diós V. *et al.* 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33:29-40.
- Sala O. *et al.* 2000. Global Biodiversity Scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770-1774.
- Shinozaki K. *et al.* 1964. A quantitative analysis of plant form – the pipe model theory. I. Basic analyses. *Japanese Journal of Ecology* 14:97-105.
- Summer G.N. *et al.* 2003. An estimate of the effects of climate change on the rainfall of Mediterranean Spain by the late twenty first century. *Climate Dynamics* 20: 789-805.
- Vicente-Serrano S. 2006. Differences in spatial patterns of drought on different time scales: an analysis of the Iberian Peninsula. *Hydrological Sciences Journal* 51:83-97.
- Vayreda, J. *et al.* 2012. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology*, 18:1028-1041.