

## **Calculadora de sostenibilidad *FIRST-Heat Navarra*: Generando energía sostenible al reducir el riesgo de incendios forestales en comunidades rurales**

***FIRST-Heat Navarra* sustainability calculator:  
How to produce sustainable energy by  
reducing the risk of forest fires in rural communities**

Candel-Pérez, D.<sup>1\*</sup>; Blanco, J.A.<sup>1</sup>; Lo, Y.H.<sup>1</sup>; Montero,  
E.<sup>2</sup>; Barrena, R.<sup>3</sup>; Castillo, F.J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Departamento Ciencias, Universidad Pública de Navarra  
Campus de Arrosadía, 31006 Pamplona (Navarra)*

<sup>2</sup>*Asociación Forestal de Navarra FORESNA-ZURGAIA  
C/Alfonso el Batallador 6, entreplanta, 31007 Pamplona (Navarra)*

<sup>3</sup>*Departamento Gestión de Empresas, Universidad Pública de Navarra  
Campus de Arrosadía, 31006 Pamplona (Navarra)*

\* Autor para correspondencia: [david.candel@unavarra.es](mailto:david.candel@unavarra.es)

## Resumen

El cambio climático, la expansión urbanística o el aumento del uso recreativo en zonas forestales están aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales. Las comunidades rurales pueden afrontar la oportunidad de combinar actividades silvícolas para reducir el riesgo de incendios con el desarrollo energético basado en el aprovechamiento de la biomasa forestal generada. Para demostrar la viabilidad de este tipo de gestión, se ha creado una herramienta informática demostrativa de apoyo a la toma de decisiones. Mediante la modificación y calibración del modelo ecológico *FORECAST*, se simuló las condiciones de diferentes localidades y especies forestales de Navarra. Sobre dichas simulaciones, se ha desarrollado la interfaz de usuario de esta calculadora (*Fire Interface Rural Screening Tool for Heating: FIRST-Heat Navarra*), que pretende estimar la sostenibilidad ecológica y socio-económica del uso de la biomasa forestal a nivel local. Esta herramienta se muestra capaz de simular los efectos del cambio en las condiciones de crecimiento del bosque mediante un modelo ecológico dinámico. También presenta la capacidad de integrar, resumir y comunicar de forma efectiva el último conocimiento científico sobre ecología forestal, y el conocimiento técnico, económico y social sobre la tecnología de calefacción de distrito a partir de biomasa.

**Palabras clave:** biomasa forestal, *FORECAST*, modelización ecológica, sostenibilidad, *FireSmart*.

## Abstract

Climate change, urban expansion or increased recreational use in forest areas are increasing the likelihood of forest fires. Rural communities can take advantage of the opportunity to combine silvicultural activities to reduce fire risks with energy development based on the use of the forest biomass generated. In order to demonstrate the feasibility of this type of management, a computer tool has been created to support decision-making. The conditions of different locations and forest species in Navarre (Spain) were simulated by modifying and calibrating the *FORECAST* ecological model. On these simulations, the user interface of this calculator (*Fire Interface Rural Screening Tool for Heating: FIRST-Heat Navarra*) has been developed, aiming to estimate the ecological and socio-economic sustainability of the use of forest biomass at local level. This tool is able to simulate the effects of growth changes in forests through a dynamic ecological model. It features the ability to effectively integrate, synthesize and communicate the latest scientific knowledge on forest ecology, but also technical, economic and social knowledge about district heating technology from biomass.

**Keywords:** forest biomass, *FORECAST*, ecological modelling, sustainability, *FireSmart*.

---

## 1. Introducción

Muchas poblaciones y comunidades rurales de la Comunidad Foral de Navarra y, en general, de los países mediterráneos, se encuentran en riesgo de sufrir daños por incendios forestales. A nivel europeo, este riesgo aumentará en el futuro como consecuencia del cambio climático (temperaturas más altas, precipitación reducida, sequías más intensas, etc.; Turco *et al.*, 2018; Cramer *et al.*, 2018), la expansión urbanística y el aumento del uso recreativo de las zonas forestales (de Rigo *et al.*, 2017). Dicho cambio se notará en particular en las zonas pirenaicas donde ya se ha comprobado un aumento de temperaturas (González de Andrés *et al.*, 2017; OPCC-CTP, 2018). Por otra parte, la interfaz urbano-forestal ha crecido rápidamente en los últimos años en Europa, y su expansión se ha producido coincidiendo con una serie de cambios socio-económicos y políticos que han configurado nuevos paisajes, agravando el problema de los incendios forestales (Antrop, 2004).

En Navarra, las zonas urbanas han crecido más de un 51% desde 1990 (Arellano y Roca, 2010). Como consecuencia, las zonas rurales de Navarra están salpicadas de hogares, cobertizos, bordas, naves industriales, instalaciones energéticas y otras infraestructuras que pueden ser cada vez más vulnerables a los incendios forestales. En el último informe consolidado se informó de un promedio de 491 incendios y 944 hectáreas quemadas anualmente en Navarra en el periodo 2006-2015 (López Santalla y López García, 2019). En 2019 se contabilizó un ligero aumento sobre dicha media (504 siniestros y 1.034 ha quemadas, MAPA, 2020).

A la vez que se ha producido una expansión urbana, el fenómeno de la despoblación de las zonas rurales ha ocasionado una reducción de las actividades agrarias que, a su vez, ha provocado el avance de la vegetación leñosa, debido a la acción de la regeneración natural. Dicho avance puede comprobarse en Navarra con los datos del 4º Inventario Forestal Nacional, los cuales indican 324.038 ha arboladas (un aumento del 18,7% desde el 2º Inventario Forestal Nacional), lo que se ha traducido en un gran potencial productivo ( $60,2 \times 10^6 \text{ m}^3$  de madera), en su mayoría centrado en dos especies principales: haya ( $27,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ , crecimiento medio  $4,62 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ ) y pino silvestre ( $12,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ , crecimiento medio  $4,42 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ ) (Gobierno de Navarra, 2017). Sin embargo, la reducción del aprovechamiento forestal tradicional, causado principalmente por el aumento de los costes laborales y el despoblamiento rural (Blanco y Elizalde, 2016) ha provocado una evolución de los bosques hacia estructuras más peligrosas en caso de incendio (más sotobosque, densidades altas de arbolado, presencia de ramas bajas, rebrote o colonización de especies leñosas, etc.). Por estos motivos, se ha comprobado una influencia significativa de la expansión de la interfaz urbano-forestal en la aparición de grandes incendios en España (Modugno *et al.*, 2016).

El riesgo de incendio expresa la probabilidad de que un fuego se inicie (dependiendo del agente causante, el combustible presente y el tiempo de exposición al agente) así como de los daños potenciales que dicho fuego puede causar (Bachmann y Allgöwer, 2001). Trabajos previos de modelización del riesgo de incendio en Navarra (Alcasena *et al.*, 2016a, 2016b, 2019) demostraron que una silvicultura preventiva puede reducir dicho riesgo. Dicha silvicultura preventiva puede enfocar-

se tanto en la reducción de la carga de combustible como en la modificación de la estructura que reduzca la intensidad y expansión del fuego. En este sentido, actuaciones como tratamientos mecánicos o quemas controladas pueden reducir la acumulación de combustible, mientras que las podas, las claras, la eliminación de los rebrotes o la modificación de la estructura del bosque pueden reducir la posibilidad de que el fuego alcance las copas o se expanda rápidamente de un árbol al siguiente (Agree y Skinner, 2005, Marino *et al.*, 2014, Madrigal *et al.*, 2017). Además, la sustitución de unas especies de vegetación por otras (por ejemplo, pastos perennes en vez de anuales o frondosas en vez de coníferas) puede dificultar la expansión del fuego al cambiar las características del combustible potencial (Moya *et al.*, 2008, Valdecantos *et al.*, 2009). El concepto de silvicultura *FireSmart* supone la aplicación de este tipo de acciones preventivas para evitar que el fuego afecte a infraestructuras en la interfaz urbano-forestal (Partners in Protection, 2003).

Por otro lado, estas comunidades rurales también se enfrentan a otros problemas, como el aumento de la demanda de biomasa forestal como combustible debido al desarrollo de equipos automatizados, generando un aumento del 29,53% en el periodo 2008-2018 (Gobierno de Navarra, 2018). Además, el Plan Energético de Navarra Horizonte 2030 incluye la promoción de la instalación de sistemas de calefacción y agua caliente utilizando como combustible la biomasa (Gobierno de Navarra, 2016). Finalmente, el aumento de los costes energéticos (precio de electricidad, combustibles fósiles, etc.) previsiblemente mejorará la viabilidad económica del uso de la biomasa como una energía alternativa (Blanco, 2016a).

Sin embargo, muchas de estas comunidades rurales están rodeadas de bosques, lo que representa una oportunidad para combinar las actividades de reducción del riesgo de incendios con el desarrollo de la bioenergía basada en la biomasa forestal. El coste de las operaciones forestales de prevención y la carencia de un mercado para la biomasa residual generada hacen que, en muchas ocasiones, estas actuaciones no se realicen por motivos económicos (Blanco y Elizalde, 2016). No obstante, la gestión forestal preventiva podría suponer un importante ahorro si la biomasa residual generada se aprovechase para la producción de energía calorífica (Marino *et al.*, 2014). El aprovechamiento de esta fuente de energía puede revitalizar las zonas rurales y generar puestos de trabajo a nivel local, además de aumentar la seguridad energética rural (Gobierno de Navarra, 2016, 2019). Sin embargo, para poder explotar la biomasa forestal como una energía alternativa y sostenible es necesario estimar la capacidad de producción de los bosques navarros (BIOCLUS, 2012).

De cualquier modo, aunque se consiga acoplar la silvicultura preventiva con la generación de energía calorífica a nivel local, resulta imprescindible asegurar la sostenibilidad a largo plazo desde el punto de vista ecológico, económico y social. Esta cuestión cobra vital importancia dadas las escalas temporales en las que se define la gestión forestal, condicionadas por la larga vida y el lento crecimiento de los árboles (Kimmins *et al.*, 2008). Por otra parte, las instalaciones comunitarias de calefacción suponen una importante inversión, que también debe ser amortizada en varias décadas (Barberena, 2016).

Por lo tanto, predecir los cambios que se producirán en los bosques (suelo, árboles, sotobosque, etc.) a la escala necesaria para la gestión forestal conlleva una

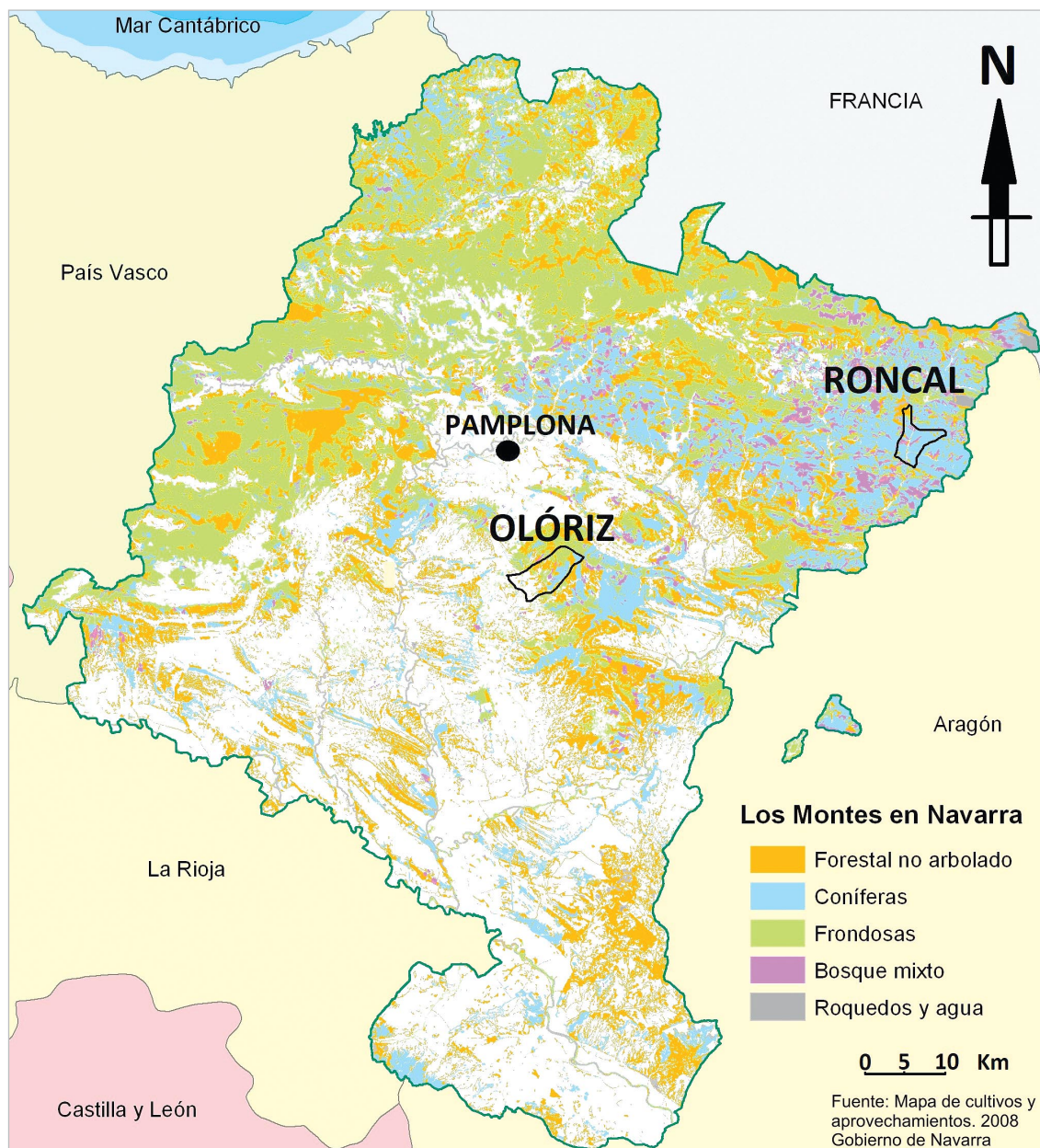
mayor complejidad que la de los modelos empíricos empleados tradicionalmente, por lo que es cada vez más necesario utilizar modelos de procesos ecológicos (Kimmins *et al.*, 2008). Estos modelos ecológicos deben tener en cuenta las interacciones dinámicas entre los principales componentes del ecosistema (suelo, sotobosque y árboles), así como su competencia y variación a lo largo del tiempo (Blanco *et al.*, 2005; González de Andrés *et al.*, 2017). Por ello, las tradicionales tablas de crecimiento y producción no son lo suficientemente flexibles bajo las actuales condiciones de cambio que sufren los montes navarros. Las herramientas actuales de apoyo a la gestión forestal generalmente no tienen en cuenta las posibles consecuencias (directas e indirectas) del cambio climático, ni los efectos a largo plazo sobre la fertilidad de los rodales donde se aplican métodos alternativos de gestión necesarios para reducir el riesgo de incendio (Blanco, 2016b). Por lo tanto, en un escenario realista, la experiencia forestal debe complementarse con herramientas basadas en la última información científica disponible, como son los modelos ecológicos, es decir, simuladores de crecimiento con base ecológica a nivel de ecosistema (Kimmins *et al.*, 2010, Blanco *et al.*, 2020).

Para demostrar la viabilidad de este tipo de gestión, se creó una herramienta informática de apoyo a la toma de decisiones por parte de las entidades involucradas en la gestión forestal y las energías renovables, y que ayude a las comunidades navarras a explorar las posibilidades de aplicar una gestión combinada contra incendios forestales y para la generación de calor con energía renovable de origen local. *FIRST-Heat Navarra* representa una prueba de concepto, y no pretende que estas simulaciones sean una representación precisa de rodales o bosques específicos. Más bien, supone la intención de probar la capacidad del motor ecológico de la herramienta (el modelo *FORECAST*) para diferenciar entre diferentes tipos de masas forestales, condiciones ambientales y técnicas de gestión. Por ello, dado el carácter de prototipo en el cual se encuentra la herramienta, este trabajo no pretende estimar la precisión de las estimaciones conseguidas ni sustituir a los necesarios estudios de viabilidad, sino demostrar la viabilidad técnica de la metodología seguida.

## 2. Material y Métodos

### 2.1. Selección de localidades tipo

A partir de los mapas forestales y de cubierta vegetal de Navarra, se seleccionaron los municipios de Roncal y Olóriz como representativos de las comarcas ecológicas sub-alpina y mediterránea húmeda, respectivamente. Estas localidades se consideran representativas de las zonas ecológicas de Navarra que tienen mayor superficie forestal que puede ser rentable para el aprovechamiento de la biomasa forestal (*Fig. 1*). Dichas localidades se utilizaron para obtener la distribución típica de bosque en este tipo de región, pero el uso de la herramienta no pretende simular en detalle los bosques de dichas localidades. Debido a las limitaciones de espacio y el carácter demostrativo de este trabajo sólo se proporcionan aquí los datos referidos a Roncal.



**Figura 1.** Localización de los términos municipales de las localidades tipo sobre el mapa forestal de Navarra.

Roncal tiene un total de 3.754,7 ha de terreno forestal, de las cuales un 73,8% (2.772 ha) corresponden a formaciones de pino silvestre como especie forestal única (1.564 ha) o mixta, mayoritariamente con roble pubescente (1.138 ha). Por edades, los bosques que rodean Roncal son mayoritariamente maduros (40 a 80 años, 1.761,7 ha), seguidos de masas jóvenes (menos de 40 años; 529,9 ha) y algunas masas de bosque viejo (más de 80 años; 142,6 ha).

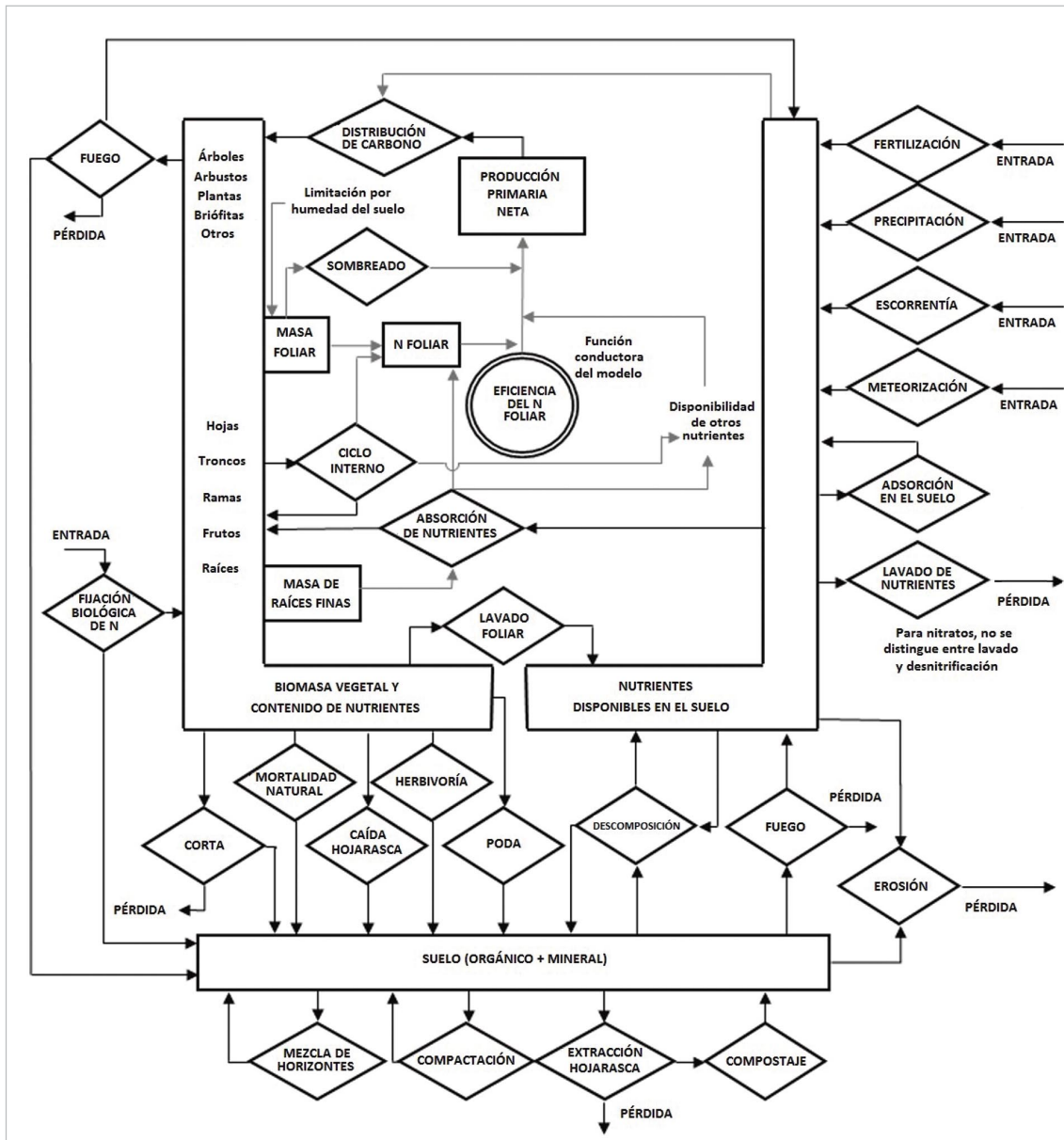
## 2.2. Simulación de la producción de biomasa forestal

La simulación del crecimiento de los rodales de las localidades tipo se realizó por medio del modelo *FORECAST*. Este modelo simula el crecimiento de los árboles de un rodal homogéneo en función de la disponibilidad de diferentes factores limitantes para el crecimiento (Kimmins *et al.*, 1999, 2008). De este modo, *FORECAST* es un modelo a nivel de ecosistema que simula el flujo de nutrientes (principalmente nitrógeno, el más limitante en los bosques templados) y la competencia entre las distintas especies (árboles, sotobosque y microorganismos) por los principales recursos empleados para su crecimiento (nutrientes, luz, agua y temperatura; Seely *et al.*, 2015). Se ha mostrado adecuado para simular ecosistemas forestales complejos y los efectos de la silvicultura en los mismos (Kimmins *et al.*, 2008).

*FORECAST* es un simulador ecosistémico no espacial a nivel de rodal y con resolución temporal anual. Este modelo ha sido descrito extensamente con anterioridad (Kimmins *et al.*, 1999, 2010). El modelo utiliza un enfoque híbrido, en el cual datos empíricos locales de crecimiento y producción (obtenidos de tablas de crecimiento tradicionales, de cronosecuencias o de parcelas con monitoreo ecológico a largo plazo) son utilizados para calcular estimaciones de las tasas de procesos ecosistémicos clave relacionados con la productividad, y los requerimientos de recursos de las especies seleccionadas asociados a esos procesos (Blanco *et al.*, 2017) (*Fig. 2*).

Debido a la carencia de datos históricos que describan el estado de las localidades tipo seleccionadas en el pasado, para establecer las condiciones iniciales del modelo se realizó una versión modificada del típico proceso “*spin-up*” utilizado para alcanzar un estado estable del ecosistema (Hashimoto *et al.*, 2011; Shi *et al.*, 2013). La inicialización parte de valores nulos en las variables del sistema, y continúa con la simulación de diez ciclos de 150 años acabados con una corta a hecho (o una perturbación que destruye el rodal por completo) y la retirada del 90% de la biomasa de fustes, seguida por el crecimiento de una nueva cohorte de árboles. Este proceso no tiene el objetivo de simular la posible evolución pasada de estos bosques, hayan sido influidos o no por las actividades de gestión, sino simplemente proporcionar valores iniciales realistas para los parámetros del modelo (Blanco *et al.*, 2017).

Para realizar las simulaciones de crecimiento, el modelo informático utiliza los flujos de nutrientes en los bosques y, para ello, son necesarios datos que indiquen las tasas de crecimiento, mortalidad, desfronde y descomposición de la materia orgánica en los bosques a simular. Además, también se necesitan datos de la composición química en los distintos tejidos de los árboles, así como en la hojarasca y el suelo forestal, para poder estimar las reservas de dichos nutrientes, y la limitación o competencia por los mismos que sufren los árboles en el bosque a simular. Estos datos han sido recopilados de los estudios y trabajos desarrollados a partir de la investigación del Grupo de Ecología y Medio Ambiente de la UPNA a lo largo de los últimos años (Castillo *et al.*, 2017) para los flujos de nutrientes asociados a pino silvestre y haya. En todos los casos, los datos de calibración (tasas de acumulación de



**Figura 2.** Principales procesos ecológicos implicados en el crecimiento de los árboles y simulados por *FORECAST* (adaptado de Kimmins *et al.*, 1999).

biomasa, alturas, diámetros, densidades, etc.) se derivaron de tablas de crecimiento regionales en combinación con ecuaciones alométricas de biomasa específicas de cada especie (*ver* Blanco *et al.*, 2015a; Lo *et al.*, 2015; Candel-Pérez *et al.*, 2017; González de Andrés *et al.*, 2017, y las referencias citadas en dichos trabajos, *ver* Información Suplementaria).

Para las localidades seleccionadas se generaron mapas SIG de los tipos de bosque. Para ello, inicialmente se hizo un análisis de datos LiDAR para determinar algunos parámetros físicos de las masas y una fotointerpretación para identificar los



**Tabla 1.** Ejemplo de Unidades de Análisis para la simulación de los bosques de la localidad de Roncal (Navarra). Cada tipo de bosque está definido por una edad media, una calidad de sitio, una densidad de regenerado inicial antes de la gestión, y una densidad de regenerado tras la gestión preventiva de incendios. Los códigos para especie dominante ( $Sp_1$ ) y la especie secundaria ( $Sp_2$ ) son los siguientes: *Aa*: *Abies alba*, *Fs*: *Fagus sylvatica*, *Pa*: *Populus alba*, *Pn*: *Pinus nigra*, *Ps*: *Pinus sylvestris*, *Qi*: *Quercus ilex*, *Qp*: *Quercus pubescens*. Se indican los valores de la densidad de regenerado (pies/ha<sup>-1</sup>) de forma total y para cada especie individualmente.

Calidad de Estación	Especies regenerado		Densidad total Regenerado inicial (pies ha <sup>-1</sup> )	Densidad especies Regenerado inicial (pies ha <sup>-1</sup> )		Densidad total Segundo regenerado (pies ha <sup>-1</sup> )	Densidad especies Segundo regenerado (pies ha <sup>-1</sup> )	
	$Sp_1$	$Sp_2$		$Sp_1$	$Sp_2$		$Sp_1$	$Sp_2$
Alta	<i>Ps</i>		2.000	2.000	0	1.000	1.000	0
Alta	<i>Ps</i>		1.500	1.500	0	750	750	0
Alta	<i>Aa</i>		1.000	1.000	0	500	500	0
Alta	<i>Ps</i>	<i>Qp</i>	1.500	1.350	150	750	675	75
Alta	<i>Ps</i>	<i>Fs</i>	1.500	600	900	750	300	450
Alta	<i>Fs</i>	<i>Ps</i>	1.500	1.200	300	750	600	150
Alta	<i>Pn</i>	<i>Ps</i>	2.000	1.500	500	1.000	750	250
Alta	<i>Pa</i>		2.000	2.000	0	1.000	0	0
Media	<i>Ps</i>		2.000	2.000	0	1.000	1.000	0
Media	<i>Ps</i>		2.500	2.500	0	1.250	1.250	0
Media	<i>Ps</i>	<i>Aa</i>	500	375	125	250	188	63
Media	<i>Aa</i>	<i>Ps</i>	750	562,5	187,5	375	281	94
Media	<i>Ps</i>	<i>Qp</i>	1.000	650	350	500	325	175
Media	<i>Aa</i>	<i>Fs</i>	1.000	800	200	500	400	100
Media	<i>Ps</i>		1.250	1.250	0	625	625	0
Baja	<i>Ps</i>		1.000	1.000	0	500	500	0
Baja	<i>Qp</i>		1.500	1.500	0	750	750	0
Baja	<i>Ps</i>		1.500	1.500	0	750	750	0
Baja	<i>Ps</i>	<i>Qp</i>	1.750	280	1.470	875	140	735
Baja	<i>Qi</i>		1.250	1.250	0	625	625	0

tipos de especies. Con ello se estableció una tipología de masas (ocho tipos por parámetros físicos de la masa y luego por la especie principal) tras la cual se realizó un inventario sobre terreno con el método de muestreo estratificado y consiguiendo un error relativo en las variables coincidentes con lo expresado en los pliegos del Gobierno de Navarra para la redacción de Planes Técnicos de Gestión para cada tipología previa. Con ello se definieron los estratos definitivos de inventario y sus valores, definiendo un total de 45 tipologías distintas de terreno forestal en el caso de Roncal (ver Información Suplementaria).

La agrupación de varias de estas tipologías forestales en función de la calidad de estación y la combinación de especies presentes se llevó a cabo para reducir el número de tipos de bosques a simular, creando Unidades de Análisis (Tab. 1), según

el procedimiento desarrollado por Seely *et al.* (2015). Para cada una de estas Unidades de Análisis se simuló el desarrollo del rodal con *FORECAST*. Con ello, se creó una biblioteca de valores de biomasa (toneladas ha<sup>-1</sup>) por tipo de bosque, edad y tipo de gestión que después se utiliza por la herramienta *FIRST-Heat Navarra* para estimar la conversión de la biomasa en energía.

En función de los datos obtenidos de las tipologías de bosque presentes, se definieron tres rangos de edad: bosque joven (0-40 años), maduro (40-80 años) y sobremaduro o viejo (80-120 años). En cada categoría, se asumió la edad media (20, 60 y 100 años, respectivamente) como la edad representativa de cada Unidad de Análisis al inicio de la simulación, y en esa edad se simularon los tratamientos de gestión durante 50 años. Por ello, cada Unidad de Análisis se simuló un total de siete veces, resultado de la combinación de la aplicación de dos tipos de gestión preventiva a tres edades de la masa diferentes más una simulación sin gestión que sirve de referencia para calcular el índice de pérdida de materia orgánica del suelo (ver a continuación). Los tratamientos preventivos se basan en recomendaciones *FireSmart* (Partners in Protection, 2003), implementadas en el modelo de la siguiente manera:

- **Gestión mínima:** búsqueda de una reducción del riesgo de incendio, pero intentando reducir el coste de dicha intervención al mínimo. Parámetros específicos:

1. Densidad final de coníferas de 120 pies ha<sup>-1</sup> para mantener una distancia mínima entre copas de 9 metros, alcanzándose dicha densidad tras dos eventos de claras separados por 10 años para reducir el riesgo de daños por viento.
2. Corta del sotobosque y regenerado cada 10 años.
3. Poda de ramas hasta 2,5 m de altura.
4. Eliminación de restos leñosos mayores de 10 cm de diámetro cada 10 años.
5. Dejar las frondosas inalteradas.

- **Gestión intensiva:** búsqueda de una máxima reducción de riesgo de incendio que mantenga la superficie arbolada. Parámetros específicos:

1. Densidad final de coníferas de 65 pies ha<sup>-1</sup> para mantener una distancia mínima entre copas de 11 metros, alcanzándose dicha densidad tras dos eventos de claras separados por 10 años para reducir el riesgo de daños por viento.
2. Corta del sotobosque y regenerado cada 5 años.

3. Poda de ramas hasta 3,0 m de altura.
4. Eliminación de restos leñosos mayores de 10 cm de diámetro cada 5 años.
5. Dejar las frondosas inalteradas.

### 2.3. Sistema de calefacción de distrito

Utilizando como ejemplos las localidades tipo, el usuario debe elegir los cuatro determinantes principales: zona biogeoclimática, edad dominante del bosque, intensidad de gestión preventiva y área de gestión efectiva que caracterizarán la comunidad rural a evaluar. El área de gestión efectiva actúa como un multiplicador de la biomasa forestal generada en las localidades tipo. Este valor es suficiente para proporcionar un valor inicial de biomasa generada en el periodo de control inicial de la densidad (años 1 a 10) y el periodo de control del regenerado (años 11 a 50).

Para simular la producción y uso de energía, aunque se estima que el sistema de calefacción tiene una vida útil de 25 años, con un mantenimiento apropiado puede llegar a los 50 años. Este periodo es mayor que los 10 años necesarios para el control de densidad inicial, por lo que se considera que debe ser la biomasa generada en el control del regenerado la que debe mantener las operaciones (años 11 a 50). Por lo tanto, la viabilidad del sistema de calefacción de distrito se calcula para este periodo (*Tab. 2*). El usuario debe proporcionar los siguientes valores (o aceptar los valores por defecto):

- ✱ **Energía en la biomasa forestal:** pérdidas de biomasa en las operaciones forestales, contenido de energía, especies forestales, contenido de humedad.
- ✱ **Análisis del sistema de calefacción:** horas de operación, eficiencia de la planta y el sistema, costes de construcción, área de caldera, longitud de la red de tuberías, años de operación.
- ✱ **Análisis de ciclo de vida:** vida operacional de calderas y tuberías, mano de obra necesaria en construcción y operación, coste de mantenimiento, precios de combustibles.
- ✱ **Emisiones de gases de efecto invernadero:** factores de emisión en toneladas de CO<sub>2</sub> por GJ de energía usada en la comunidad.
- ✱ **Uso de energía comunitario:** Fuentes de energía utilizadas y energía total utilizada, población total y crecimiento poblacional.

La herramienta asume que se utiliza la mejor tecnología disponible con emisiones similares a las de calderas de gas natural. Además, asume que hay una única caldera en el sistema que proporciona una media del 80-90% de la demanda total de energía utilizando otros combustibles durante los picos de demanda.

**Tabla 2.** Parámetros utilizados para la localidad tipo de Roncal y propuestos como valores “por defecto” en la calculadora *FIRST-Heat Navarra*. Las asunciones de la red de calor son ilustrativas y no están configuradas para edificios específicos. Para la aplicación en otras comunidades, el usuario debe modificar estos valores. Datos elaborados en base a IPCC (2011), ENVINT Consulting (2011) y elaboración propia.

<b>Biomasa disponible</b>	<b>Valor</b>	<b>Observaciones</b>
Material no aprovechable	0%	
Material aprovechable pero no disponible en carretera	15%	
Material aprovechable no recogido	15%	
Biomasa enviada a planta	70%	
Contenido de energía de la biomasa	20,32	GJ / 10 <sup>3</sup> kg materia seca
Contenido de humedad de la biomasa	45%	Biomasa húmeda
Máximo valor calorífico de la biomasa	11,17	GJ / 10 <sup>3</sup> kg
<b>Sistema de calefacción de distrito</b>		
Tasa de interés (descuento)	3,5%	
Vida operacional	50	años
Periodo de retorno de la inversión	25	años
Horas operando a máxima capacidad	4.000	horas / año
Eficiencia de la planta de biomasa	85%	
Eficiencia de la planta para picos de demanda	85%	Planta auxiliar de propano
Eficiencia total del sistema de calefacción de distrito	75%	
Producción total de energía del sistema procedente de biomasa	90%	
Coste de edificios comerciales	500	€/ m <sup>2</sup>
Área de la sala de calderas	92,91	m <sup>2</sup>
Longitud de la red de distribución de calor	700	m
Coste de operación y mantenimiento	25.000	€ (Electricidad, operarios, otros)
Coste de excavación de zanjas	30	€/ m
Coste adicional por tubería de calor	150	€/ m
<b>Mano de obra</b>		
Puestos de trabajo estimados en la fase de construcción	7,321	Personas / €1.000.000 capital
% biomasa procesado mecanizado	80%	
% biomasa procesado manual	20%	
Personas requeridas para procesado mecanizado	0,12114	personas-día / 10 <sup>3</sup> kg
Personas requeridas para procesado manual	1,60658	personas-día / 10 <sup>3</sup> kg
<b>Costes energéticos</b>		
Electricidad	0,123	€/ kWh
Propano	1,00	€/ L
Aceite de calefacción	1,34	€/ L
Biomasa	40,0	€/ 10 <sup>3</sup> kg astilla húmeda
Gas natural	15,00	€/ GJ

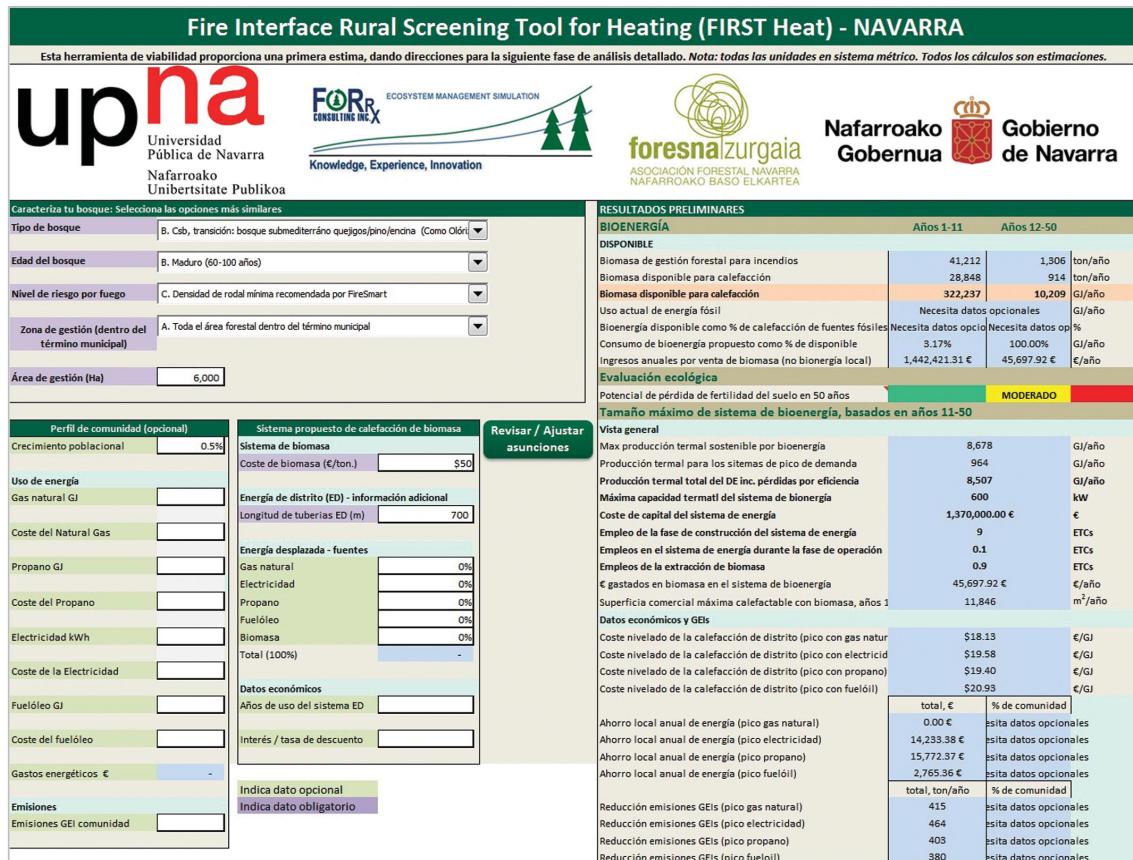
En el caso del modelo financiero, para calcular los costes de producción por unidad de masa leñosa, el IPCC sugiere utilizar el coste nivelado de energía (LCOE), una técnica basada en el coste neto presente que incluye los gastos de instalación y operación (IPCC, 2011). Según este método, los costes se utilizan para evaluar las inversiones, mientras que la producción es cuantificable como MWh de energía generada durante la vida de la inversión. El LCOE es el precio de coste único en el cual los ingresos son iguales a los costes netos. Para los cálculos se utilizó una adaptación del método clásico (Darling *et al.*, 2011).

Por último, la evaluación ecológica se hace por medio de dos parámetros: la comparación en la generación de gases de efecto invernadero con otros combustibles para calefacción y el deterioro en la capacidad productiva del suelo forestal, medido como la variación en materia orgánica del suelo (SOM) en los 50 años de simulación. El uso de la SOM como indicador de la capacidad productiva del suelo y su grado de deterioro por prácticas de gestión poco adecuadas ha sido justificado con anterioridad (ver Seely *et al.* (2010), Blanco *et al.* (2014) y las referencias allí citadas). De este modo, el índice (utilizando colores “tipo semáforo”) puede tener uno de los siguientes valores:

1. Bajo ("luz verde"). Indica que la mayoría de los tipos de rodales no tendrán reducciones apreciables en la SOM después de 50 años.
2. Moderado ("luz amarilla"). Indica que más del 40% de los tipos de rodal perderán el 10% o más de su SOM total inicial después de 50 años.
3. Alarma ("luz roja"). Alerta de que algunos tipos de bosques pueden verse muy afectados por este tipo de gestión forestal. Para la última situación, más del 40% de los tipos de rodal perderán el 20% o más de la SOM original después de 50 años y, por ello, se recomiendan evaluaciones ecológicas específicas de la susceptibilidad de cada masa forestal a la pérdida de materia orgánica y el deterioro del suelo.

De forma complementaria, el usuario puede optar por introducir los valores que caracterizan el componente socio-económico de la localidad escogida (población, precios de obra, precios de combustible, o salarios) y, dependiendo de estos valores, la calculadora permite estimar la sostenibilidad socio-económica del tipo de gestión escogido (*Fig. 3*).

La calculadora está implementada sobre un archivo Microsoft Excel®, en el cual el usuario es capaz de elegir diversos valores de los menús desplegables que se presentan e introducir los valores que definen la localidad de la cual se pretende estimar la sostenibilidad ecológica y socio-económica del uso de la biomasa forestal como fuente de energía. Estos valores deben ser actualizados y revisados de forma periódica para mantener la funcionalidad de la calculadora. El primer prototipo de la calculadora y la interfaz de usuario han sido terminados, pero permanecen en desarrollo. Dicho prototipo puede obtenerse contactando con los autores.



**Figura 3.** Interfaz de usuario de la herramienta final de estimación de viabilidad socio-económica. Los valores mostrados son demostrativos.

### 3. Resultados y discusión

La caracterización de las masas forestales en Roncal ha permitido comprobar que las cuatro especies escogidas inicialmente (pino silvestre, encina, haya y roble pubescente) son las dominantes en dicha localidad y, aunque hay presencia de otras especies arbóreas (por ejemplo, abeto o chopo, ver Información Suplementaria), éstas son testimoniales frente a la distribución de las cuatro especies principales.

Puede observarse que la edad dominante de la masa forestal a gestionar es importante a la hora de determinar la biomasa generada en las operaciones iniciales de control de densidad (años 1-10), ya que mientras en un bosque joven dichas operaciones generan una cantidad relativamente pequeña de biomasa, en un área con bosques predominantemente sobremaduros la biomasa generada es importante (Tab. 3). Obviamente, la mayoría de dicha biomasa se encuentra en forma de troncos de árboles que pueden tener un mayor valor como madera que como astillas. Además, ese gran flujo de biomasa inicial requeriría una gran zona de almacenaje si se fuera a utilizar durante las operaciones de generación de energía térmica. Por lo tanto, se asume que la mayoría de la dicha biomasa inicial se exportaría (como madera u otro tipo de materia), mientras que el sistema de calefacción de distrito debe man-

**Tabla 3.** Valores estimados para una localidad continental pirenaica (tipo Roncal, pino silvestre como principal especie forestal) con dos escenarios diferentes de edad de bosque y tipo de gestión. Ambos tienen una superficie a gestionar de 3.000 ha alrededor de la población urbana. GEI: Gases de efecto invernadero. “Pico” se refiere al tipo de energía utilizado para cubrir el pico de demanda.

<b>Tipo de bosque mayoritario</b>	<b>Joven (0-40 años)</b>	<b>Viejo (80-120 años)</b>	<b>Observaciones</b>
<b>Tipo de gestión</b>	<b>Intensiva</b>	<b>Mínima</b>	
<b>Consideraciones energéticas</b>			
Biomasa generada años 1-10	28.800	246.000	Toneladas / año
Biomasa generada años 11-50	1.472	1.217	Toneladas / año
Biomasa disponible para calefacción	1.030	852	Toneladas / año
Energía disponible	11.506	9.512	GJ / año
Exportación potencial de energía (venta sin uso local)	42.202	34.062	€ / año
<b>Consideraciones ambientales</b>			
Pérdida potencial de calidad de suelo en 50 años	Moderado	Moderado	
Reducción GEI con pico de gas natural	468	387	Toneladas / año
Reducción GEI con pico de electricidad	523	433	Toneladas / año
Reducción GEI con pico de propano	455	376	Toneladas / año
Reducción GEI con pico de aceite de calefacción	428	354	Toneladas / año
<b>Consideraciones socio-económicas</b>			
Producción de calor por sistema de pico de demanda	1.087	898	GJ / año
Máxima producción de calor incluyendo eficiencia	9.588	7.927	GJ / año
Coste de capital	1,216	1,156	Millones de €
Trabajos generados durante fase de construcción	8	7	Puestos
Trabajos generados por operación y gestión	1,1	0,9	Puestos
Máxima superficie calefactable	13.351	11.037	m <sup>2</sup> / año
Coste nivelado energía (pico gas natural)	21,51	15,15	€ / GJ
Coste nivelado energía (pico electricidad)	24,07	17,71	€ / GJ
Coste nivelado energía (pico propano)	24,78	18,41	€ / GJ
Coste nivelado energía (pico gas natural)	24,12	17,76	€ / GJ
Ahorro anual (pico gas natural)	0	0	€ / año
Ahorro anual (pico electricidad)	45.055	28.102	€ / año
Ahorro anual (pico propano)	38.272	22.495	€ / año
Ahorro anual (pico gas natural)	44.572	27.703	€ / año

tenerse con las operaciones de control del regenerado durante el tiempo restante de vida del sistema (año 11-50).

Como puede observarse en los resultados de ejemplo, en ambos tipos de situaciones se produce una reducción en la emisión de gases de efecto invernadero (354 – 523 toneladas al año), así como ahorro en la factura total energética (*Tab. 3*). Al mismo tiempo, se generan puestos de trabajo local durante la instalación del nuevo sistema, pero más importante es el puesto de trabajo permanente creado en la operación del sistema de calefacción. No obstante, debe observarse que los datos mostrados en la *Tabla 3* son sólo demostrativos de la capacidad de la herramienta, y no pretenden estimar la capacidad real de la localidad de Roncal. Sin embargo, es notable la viabilidad socio-económica de uso de la biomasa generada en una superficie forestal relativamente moderada (3.000 ha), pero que puede llegar ser quemada en un único gran incendio forestal (López Santalla y López García, 2019).

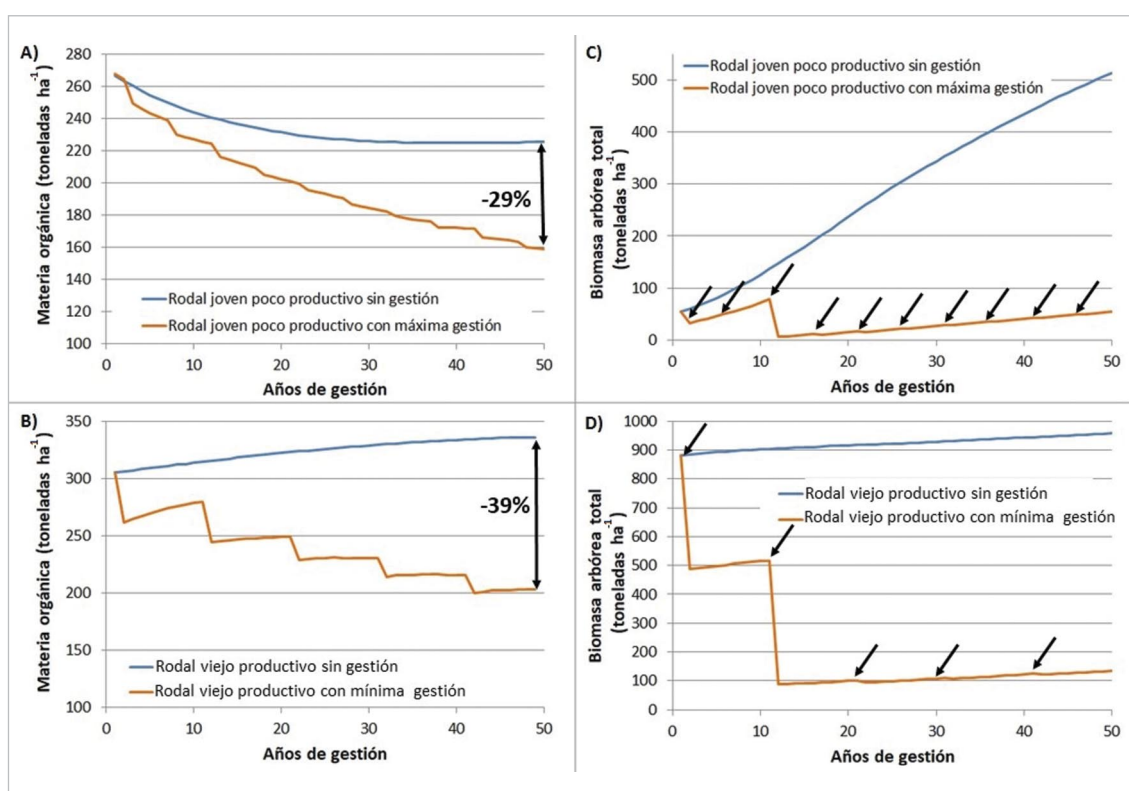
Sin embargo, es necesario tener en cuenta las simplificaciones necesarias para que esta herramienta sea operativa de forma relativamente sencilla. Por ejemplo, se asume que todo el material obtenido (tanto durante la fase de reducción de densidad como en la de control del regenerado) es un tipo único biomasa de especies mixtas con hojas (FPInnovations, 2020). Por otro lado, factores como la pendiente, distancia a las carreteras, etc., no se tienen en cuenta para calcular los costes de extracción, que se asumen únicamente como relacionados con la masa de materia forestal a extraer. Obviamente, dichas asunciones pueden ser cuestionadas en un estudio de viabilidad detallado de un nuevo sistema de calefacción de distrito basado en biomasa forestal. Por lo tanto, debemos enfatizar que la intención de *FIRST-Heat Navarra* no es la de sustituir a dichos estudios, sino servir como paso previo y facilitar una discusión en la comunidad sobre la posibilidad o no de realizar dicho tipo de sistema, proporcionando un marco de las dimensiones socio-económicas y ecológicas involucradas.

Sin embargo, la extracción de biomasa para disminuir el riesgo de incendio también supone reducir las entradas de biomasa en descomposición al suelo forestal, por lo que la materia orgánica en el mismo también se reduce (*Fig. 4*). De esta forma, el suelo pierde materia orgánica, así como los nutrientes asociados a la misma y capacidad de retención de agua y aire, reduciendo consecuentemente la fertilidad del suelo forestal (Seely *et al.*, 2010, Blanco *et al.*, 2014).

Dadas las incertidumbres inherentes asociadas con un ejercicio de modelización de las características aquí presentadas, creemos que usar un umbral del 10% de pérdidas de SOM en 50 años es un nivel adecuado para "encender la luz amarilla" (índice Moderado) en nuestra herramienta de apoyo a la decisión, aconsejando estudios más precisos y aún permanecer en el lado de la seguridad. También consideramos que dada la capacidad de la herramienta para diferenciar entre las diferentes condiciones del sitio, los riesgos de pérdida de nutrientes y los costes adicionales, *FIRST-Heat Navarra* puede ser una herramienta valiosa para seguir los principios del manejo de nutrientes en los regímenes de producción de biomasa forestal (Mead y Smith, 2012).

La modelización combinada con el mapeo de riesgos podría ser una herramienta importante para diseñar planes de gestión específicos para la producción de bio-





**Figura 4.** Ejemplos de variables estimadas durante la simulación ecológica de distintos tipos de bosque bajo diferentes intensidades de gestión preventiva del fuego: materia orgánica total en el suelo en un rodal joven (20 años de edad media, Fig. 4.A), y un rodal viejo (100 años de media, Fig. 4.B). La flecha en cada panel indica la pérdida en materia orgánica en el rodal gestionado comparado con el mismo tipo de bosque, pero sin gestionar. Biomasa arbórea total en los mismos rodales (Fig. 4.C y Fig. 4.D). Las flechas indican los momentos de extracción de biomasa para reducir el riesgo de incendio que potencialmente puede utilizarse con fines energéticos.

masa que podrían evitar la pérdida de nutrientes en masas forestales a largo plazo (Mead y Smith, 2012). Cada vez es más evidente que la modelización de ecosistemas forestales bajo condiciones cambiantes (por ejemplo, nuevas prácticas de gestión, decaimiento de bosques, cambio climático, especies invasoras, etc.) debe hacerse con modelos capaces de simular cambios en la calidad productiva del sitio, y es poco probable que los modelos estadísticos tradicionales de crecimiento y producción cumplan estos requisitos (DeAngelis y Mooij, 2003; Bi et al., 2007; Kimmins et al., 2010; Seely et al., 2010; Blanco et al., 2014).

Aunque existe un amplio consenso en la comunidad científica sobre la utilidad de los modelos ecológicos (Messier et al., 2003, Blanco et al., 2020), tradicionalmente ha sido más difícil generar herramientas científicamente sólidas pero prácticas para los gestores, aunque existan algunos ejemplos (Kimmins et al., 2010). Además, el uso de un modelo ecológico posibilita la generación de datos sobre el impacto ecológico del manejo forestal a medio y largo plazo, algo que no existe en estudios basados en inventarios forestales. A nivel internacional, el uso de modelos ecológicos en la gestión forestal está más desarrollado en Norteamérica y el norte

de Europa que en la Europa mediterránea (Blanco *et al.*, 2015b, 2020; Pretzsch *et al.*, 2015). Sin embargo, es en el sur de Europa donde los incendios forestales tienen mayor repercusión y donde la interfaz urbano-forestal se ha desarrollado de forma más rápida debido al gran desarrollo de segundas residencias durante las épocas anteriores a la crisis económica de 2008 (Cramer *et al.*, 2018).

Aunque *FIRST-Heat Navarra* no es la única herramienta disponible para estimar la biomasa forestal disponible, no existe a nivel regional, nacional o internacional una tecnología semejante a la que se propone desarrollar que reúna en una sola herramienta la estimación de los efectos ecológicos, ambientales y socio-económicos de acoplar la gestión preventiva de incendios forestales con la generación de calor comunitario en ambientes rurales. En otras regiones del Mediterráneo se han aplicado modelos y técnicas multicriterio que incluyen variables económicas, sociales o ecológicas para evaluar la sostenibilidad del uso de la biomasa forestal, pero o bien carecen del componente del riesgo de incendios (Grilli *et al.*, 2016), o si lo incluyen carecen de variables socio-económicas (González-Sanchís *et al.*, 2019). Por otro lado, otras herramientas que sí incluyen producción de biomasa y riesgo de incendios junto con otros factores socio-ambientales, carecen de una representación dinámica del crecimiento del bosque (Sacchelli *et al.*, 2013).

En España, la aplicación CUBIFOR (Rodríguez, 2009) puede cubicar, clasificar productos de madera, calcular biomasa y la fijación de CO<sub>2</sub> de las principales especies maderables. Sin embargo, CUBIFOR no permite la conexión dinámica entre alternativas de manejo forestal contra incendios con la instalación de calefacción de distrito a nivel rural. De forma similar, la herramienta BIONLINE (IDAE, 2020), se puede usar para consultas y estudios sobre los diferentes tipos de biomasa, tales como restos de aprovechamientos forestales, restos de cultivos agrícolas y biomasa procedente de masas susceptibles de implantación en el terreno forestal seleccionado. Aunque BIONLINE estima los efectos económicos, no permite la conexión dinámica entre alternativas de gestión para la prevención de incendios con la instalación de calefacción de distrito a nivel rural. Por último, la aplicación BIORAISE (CIEMAT-CEDER, 2020) permite conocer la disponibilidad de biomasa en localizaciones geográficas concretas a través de un mapa-visor. Sin embargo, no permite la simulación de forma dinámica de los efectos ecológicos de alternativas de silvicultura para la prevención de incendios, ni su acoplamiento con la instalación de calefacción de distrito rural. A diferencia de *FIRST-Heat*, estas herramientas asumen que la producción de biomasa es constante dentro de los parámetros históricos y no incorpora los efectos de nuevos tipos de gestión forestal.

El concepto de sostenibilidad integrada, combinando las interacciones entre el sistema natural y el sistema social, está arraigado en ciencia y gestión, pero existe una carencia de herramientas cuantitativas que la estimen de forma adecuada a nivel local (Ness *et al.*, 2007; Lu *et al.*, 2017). A través de esta herramienta se intenta proporcionar una cuantificación de la sostenibilidad integrada a nivel local, desde el punto de vista ecológico, económico y social. La calculadora ha sido adaptada inicialmente a la realidad rural de Navarra, pero puede extenderse a un ámbito nacional o internacional, contribuyendo a las estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático de las entidades que lo utilicen.

## 4. Conclusiones

La herramienta *FIRST-Heat Navarra* se muestra capaz de simular los efectos del cambio en las condiciones de crecimiento del bosque mediante un modelo ecológico dinámico, para garantizar que la sostenibilidad ecológica se incorpore en el proceso de decisión de los planes locales de gestión forestal en las comunidades rurales. Por lo tanto, la herramienta proporciona una cuantificación de la sostenibilidad integrada a nivel local, en sus vertientes ecológica, económica y social. De este modo, es posible satisfacer los objetivos de gestión con objetivos múltiples, al vincular una reducción en el riesgo de incendios forestales con la producción de energía de una manera ecológicamente sostenible, siempre que se entiendan las condiciones ecológicas subyacentes a la productividad y la salud del bosque.

## Agradecimientos

Se agradece la colaboración de la Asociación Forestal de Navarra (FORESNA-ZURGAIA) y FOR<sub>RX</sub> Consulting Inc. en la realización de este trabajo de investigación. Este trabajo ha sido financiado por medio del Gobierno de Navarra, a través del proyecto PI037-InFORest. Yueh-Hsin Lo recibió financiación de una Marie Skłodowska-Curie Action (ref. MSCA-IF-2014-EF-656810-DENDRONUTRIENT). David Candel-Pérez también agradece la financiación obtenida a través de su ayuda Juan de la Cierva-Incorporación (IJCI-2017-31638).

## 5. Bibliografía

- Agee, J.K.; Skinner, C.N.; 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For. Ecol. Manage.* 211, 83–96. <https://doi:10.1016/j.foreco.2005.01.034>
- Alcasena, F.J.; Salis, M.; Nauslar, N.J.; Aguinaga, A.E.; Vega-García, C.; 2016a. Quantifying economic losses from wildfires in black pine afforestations of northern Spain. *Forest Policy and Economics* 73, 153-167. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2016.09.005>
- Alcasena, F.J.; Salis, M.; Vega-García, C.; 2016b. A fire modeling approach to assess wildfire exposure of valued resources in central Navarra, Spain. *Eur. J. For. Res.* 135, 87-107. <https://doi:10.1007/s10342-015-0919-6>
- Alcasena-Urdíroz, F.J.; Vega-García, C.; Ager, A.A.; Salis, M.; Nauslar, N.J.; Mendizábal, F.J.; Castell, R.; 2019. Metodología de evaluación del riesgo de incendios forestales y priorización de tratamientos multifuncionales en paisajes mediterráneos. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(2), 571-600. <http://doi.org/10.1872/cig.3716>
- Antrop, M.; 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. Urban Plan.* 67, 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Arellano, B.; Roca, J.; 2010. The urban sprawl: a planetary growth process? An overview of USA, Mexico and Spain. *6th Int. Conf. Virtual City and Territory*, Center for Land Policy and Valuations, Universitat Politècnica de Catalunya, BarcelonaTech (UPC); 2010: p 5-15.
- Bachmann, A.; Allgöwer, B.; 2001. A consistent wildland fire risk terminology is needed! *Fire Management Today* 61(4), 28-33.

- Barberena, G.; 2016. Características técnicas de la biomasa forestal como combustible. In: Blanco, J.A. (ed.), *Usando La Biomasa Forestal Como Una Fuente de Energía Sostenible*. Servicio Publicaciones de la Universidad Pública de Navarra, Pamplona, pp. 107–136.
- BIOCLUS, 2012. Plan de Acción por un Uso Sostenible de la Biomasa en Navarra. Proyecto FP7/245438.
- Blanco, J.A.; Améztegui, A.; Rodríguez, F.; 2020. Modelling Forest Ecosystems: a crossroad between scales, techniques and applications. *Ecol. Modell.* 425, 109030. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109030>
- Blanco, J.A.; Zavala, M.A.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2005. Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *For. Ecol. Manage.* 213, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.042>
- Blanco, J.A.; Dubois, D.; Littlejohn, D.; Flanders, D.N.; Robinson, P.; Moshofsky, M.; Welham, C.; 2014. Soil organic matter: A sustainability indicator for wildfire control and bioenergy production in the urban/forest interface. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, S105–S117. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.06.0214nafsc>
- Blanco, J.A.; Dubois, D.; Littlejohn, D.; Flanders, D.N.; Robinson, P.; Moshofsky, M.; Welham, C.; 2015a. Fire in the woods or fire in the boiler: Implementing rural district heating to reduce wildfire risks in the forest-urban interface. *Process Saf. Environ. Prot.* 96, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.04.002>
- Blanco, J.A.; González de Andrés, E.; San Emeterio, L.; Lo, Y.H.; 2015b. Modelling mixed forest stands: methodological challenges and approaches. In: Lek, S., Park, Y.S., Baehr, C., Jorgensen, S.E. (eds.), *Advanced Modelling Techniques Studying Global Changes in Environmental Sciences*. Elsevier, Amsterdam, pp. 187–213.
- Blanco, C.; 2016a. El contexto económico de la biomasa forestal. In: Blanco, J.A. (ed.), *Usando La Biomasa Forestal Como Una Fuente de Energía Sostenible*. Servicio Publicaciones de la Universidad Pública de Navarra, Pamplona, pp. 151–170.
- Blanco, J.A.; 2016b. *Usando la biomasa forestal como una fuente de energía sostenible*. Universidad Pública de Navarra, Pamplona.
- Blanco, J.A.; Elizalde, I.; 2016. Efectos socio-económicos del uso de la biomasa forestal como fuente de energía. In: Blanco, J.A.; (ed.), *Usando La Biomasa Forestal Como Una Fuente de Energía Sostenible*. Servicio Publicaciones de la Universidad Pública de Navarra, Pamplona, pp. 171–184.
- Blanco, J.A.; San Emeterio, L.; González De Andrés, E.; Imbert, J.B.; Larrainzar, E.; Peralta, J.; Lo, Y.H.; Castillo, F.J.; 2017. ¿Están los bosques mixtos pirenaicos de pino silvestre y haya en el camino hacia la saturación por nitrógeno? *Ecosistemas* 26, 66–78. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.09>
- Castillo, F.J.; Imbert, J.B.; Blanco, J.A.; 2017. Dieciocho años de investigación y educación forestal en la UPNA. *Navarra For.* 41, 38–41.
- CIEMAT-CEDER. 2020. BIORAISE: Aplicación SIG para evaluación de recursos de biomasa agrícola y forestal. Disponible en: <http://bioraise.ciemat.es/Bioraise> Accedido el 5 de agosto de 2020.
- Cramer, W.; Guiot, J.; Fader, M.; Garrabou, J.; Gattuso, J.-P.; Iglesias, A.; Lange, M.A.; Lionello, P.; Llasat, M.C.; Paz, S.; Peñuelas, J.; Snoussi, M.; Toreti, A.; Tsimplis, M.N.; Xoplaki, E.; 2018. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Chang.* 8, 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>

- Darling, S.B.; You, F.; Veselka, T.; Velosa, A.; 2011. Assumptions and the levelised cost of energy for photovoltaics. *Energy Environ. Sci.* 4, 3133-3139.
- de Rigo, D.; Libertà, G.; Houston Durrant, T.; Artés Vivancos, T.; San-Miguel-Ayanz, J.; 2017. Forest fire danger extremes in Europe under climate change: variability and uncertainty, EUR 28926 EN, *Publications Office of the European Union*, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/13180>
- DeAngelis, D.L.; Mooij, W.M.; 2003. In praise of mechanistically-rich models. In: Canham, C.D.; Cole, J.J.; Lauenroth, W.K.; (eds.), *Models in Ecosystem Science*. Princeton University Press, pp. 63–82.
- ENVINT Consulting, 2011. An Information Guide on Pursuing Biomass Energy Opportunities and Technologies in British Columbia. Prepared for BC Biomass Network, Vancouver, BC.
- FPInnovations 2020. FPJoule. Disponible en: <https://fpjoule.fpisoftdev.com/Views/Welcome.aspx> Accedido el 5 de agosto de 2020.
- Gobierno de Navarra, 2016. Plan energético Horizonte 2030. Pamplona.
- Gobierno de Navarra, 2017. Diagnóstico del Sector Forestal Navarro. Pamplona.
- Gobierno de Navarra, 2018. Balance energético de Navarra. Pamplona.
- Gobierno de Navarra, 2019. Agenda Forestal de Navarra. Marco de Referencia. Pamplona.
- González de Andrés, E.; Seely, B.; Blanco, J.A.; Imbert, J.B.; Lo, Y.H.; Castillo, F.J.; 2017. Increased complementarity in water-limited environments in Scots pine and European beech mixtures under climate change. *Ecohydrology* 10, 1–14. <https://doi.org/10.1002/eco.1810>
- Grilli, G.; De Meo, I.; Garegnani, G.; Paletto, A.; 2016. A multi-criteria framework to assess the sustainability of renewable energy development in the Alps. *J. Environ. Planning and Manage.* 60, 1276-1295. <https://doi.org/10.1080/09640568.2016.1216398>
- González-Sanchís, M.; Ruiz-Pérez, G.; Del Campo, A.D.; García-Prats, A.; Francés, F.; Lull, C.; 2019. Managing low productive forests at catchment scale: Considering water, biomass and fire risk to achieve economic feasibility. *J. Environ. Manage.* 231: 653-665. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.078>
- Hashimoto, S.; Wattenbach, M.; Smith, P.; 2011. A new scheme for initializing process-based ecosystem models by scaling soil carbon pools. *Ecol. Modell.* 222, 3598–3602. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.011>
- IDAE, Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía. 2020. BIONLINE: Herramienta Web de cálculo de biomasa. Disponible en: <https://www.idae.es/tecnologias/energias-renovables/uso-termico/biomasa/bionline> Accedido el 30 de julio de 2020.
- IPCC, International Panel for Climate Change, 2011. Special report on renewable energy sources and climate change mitigation. Prepared by working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge y New York.
- Kimmins, J.P.; Mailly, D.; Seely, B.; 1999. Modelling forest ecosystem net primary production: The hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecol. Modell.* 122, 195–224. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00138-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00138-6)
- Kimmins, J.P.; Blanco, J.A.; Seely, B.; Welham, C.; Scoullar, K.; 2008. Complexity in modelling forest ecosystems: How much is enough? *For. Ecol. Manage.* 256, 1646–1658. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.011>
- Kimmins, J.P.; Blanco, J.A.; Seely, B.; Welham, C.; Scoullar, K.; 2010. *Forecasting Forest Futures: A Hybrid Modelling Approach To The Assessment Of Sustainability Of Forest Ecosystems And Their Values*. Earthscan, Londres, Reino Unido.

- Lo, Y.H.; Blanco, J.A.; Canals, R.M.; González de Andrés, E.; San Emeterio, L.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2015. Land use change effects on carbon and nitrogen stocks in the Pyrenees during the last 150 years: A modeling approach. *Ecol. Modell.* 312, 322–334. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.005>
- López Santalla, A.; López García, M.; 2019. Los incendios forestales en España: Decenio 2006-2015. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Lu, Y.; Geng, Y.; Liu, Z.; Cote, R.; Yu, X.; 2017. Measuring sustainability at the community level: An overview of China's indicator system on National Demonstration Sustainable Communities. *J. Clean. Prod.* 143, 326–335. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.105>
- Madrigal, J.; Fernández-Migueláñez, I.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Vega-Nieva, D.J.; Tolosana, E.; 2017. Does forest biomass harvesting for energy reduce fire hazard in the Mediterranean basin? A case study in the Caroig Massif (Eastern Spain). *Eur. J. Forest. Res.* 136, 13–26.
- MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2020. Los incendios forestales en España. 1 enero – 31 diciembre 2019. Avance informativo. Madrid.
- Marino, E.; Hernando, C.; Planelles, R.; Madrigal, J.; Guijarro, M.; Sebastián, A.; 2014. Forest fuel management for wildfire prevention in Spain: a quantitative SWOT analysis. *International Journal of Wildland Fire* 23, 373–384. <http://dx.doi.org/10.1071/WF12203>
- Mead, D.; Smith, C.; 2012. Principles of nutrient management for sustainable forest bioenergy production. *Wiley Interdiscip. Rev. Energy Environ.* 1, 152–164. <https://doi.org/10.1002/wene.3>
- Messier, C.; Fortin, M.J.; Schmiegelow, F.; Doyon, F.; Cumming, S.G.; Kimmins, J.P.; 2003. Modeling tools to assess the sustainability of forest management scenarios. In: Burton, P.J. (ed.), *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. NRC Res. Press, Ottawa, Canada.
- Modugno, S.; Balzter, H.; Cole, B.; Borrelli, P.; 2016. Mapping regional patterns of large forest fires in Wildland-Urban Interface areas in Europe. *J. Environ. Manage.* 172, 112–126. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.013>
- Moya, D.; De las Heras, J.; López-Serrano, F.R.; Leone, V.; 2008. Optimal intensity and age of management in young Aleppo pine stands for post-fire resilience. *Forest Ecology and Management* 255, 3270–3280. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.067>
- Ness, B.; Urbel-Piirsalu, E.; Anderberg, S.; Olsson, L.; 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 60, 498–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.023>
- OPCC-CTP, 2018. El cambio climático en los Pirineos: impactos, vulnerabilidades y adaptación: Bases de conocimiento para la futura estrategia de adaptación al cambio climático en los Pirineos. ISBN: 978-84-09-06268-3.
- Partners in Protection, 2003. FireSmart: protecting your community from wildfire. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta, Partners in Protection, Edmonton, Alberta. 165 p.
- Pretzsch, H.; Forrester, D.I.; Rötzer, T.; 2015. Representation of species mixing in forest growth models: A review and perspective. *Ecol. Modell.* 313, 276–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.044>
- Rodríguez, F.; 2009. Cuantificación de productos forestales en la planificación forestal: Análisis de caso con cubiFOR. Actas V Congreso Forestal Nacional. Ref 5CFE01-529. Ávila.
- Sacchelli, A.; De Meo, I.; Paletto, A.; 2013. Bioenergy production and forest multifunctionality: a trade-off analysis using multiscale GIS model in a case study in Itali. *Applied Energy* 104, 10–20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.038>

- Seely, B.; Welham, C.; Blanco, J.A.; 2010. Towards the application of soil organic matter as an indicator of forest ecosystem productivity: Deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. *Ecol. Indic.* 10, 999–1008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.02.008>
- Seely, B.; Welham, C.; Scoullar, K.; 2015. Application of a hybrid forest growth model to evaluate climate change impacts on productivity, nutrient cycling and mortality in a montane forest ecosystem. *PLoS One* 10, 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135034>
- Shi, M.; Yang, Z.L.; Lawrence, D.M.; Dickinson, R.E.; Subin, Z.M.; 2013. Spin-up processes in the Community Land Model version 4 with explicit carbon and nitrogen components. *Ecol. Modell.* 263, 308–325. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.008>
- Turco, M.; Rosa-Cánovas, J.J.; Bedia, J.; Jerez, S.; Montávez, J.P.; Ilasat, M.C.; Provenzale, A.; 2018. Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications* 9, 3821. <https://10.1038/s41467-018-06358-z>
- Valdecantos, A.; Baeza, M.J.; Vallejo, V.R.; 2009. Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone Mediterranean shrublands. *Restoration Ecology* 17(3), 414–421. <https://doi:10.1111/J.1526-100X.2008.00401.X>





*Información Suplementaria para el artículo*

**Calculadora de sostenibilidad *FIRST-Heat Navarra*:  
Generando energía sostenible al reducir  
el riesgo de incendios forestales en comunidades rurales**

***FIRST-Heat Navarra* sustainability calculator:  
How to produce sustainable energy by  
reducing the risk of forest fires in rural communities**

Candel-Pérez, D.<sup>1\*</sup>; Blanco, J.A.<sup>1</sup>; Lo, Y.H.<sup>1</sup>; Montero,  
E.<sup>2</sup>; Barrena, R.<sup>3</sup>; Castillo, F.J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento Ciencias, Universidad Pública de Navarra  
Campus de Arrosadía, 31006 Pamplona (Navarra)

<sup>2</sup>Asociación Forestal de Navarra FORESNA-ZURGAIA  
C/Alfonso el Batallador 6, entreplanta, 31007 Pamplona (Navarra)

<sup>3</sup>Departamento Gestión de Empresas, Universidad Pública de Navarra  
Campus de Arrosadía, 31006 Pamplona (Navarra)

\* Autor para correspondencia: [david.candel@unavarra.es](mailto:david.candel@unavarra.es)

## Resumen

El cambio climático, la expansión urbanística o el aumento del uso recreativo en zonas forestales están aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales. Las comunidades rurales pueden afrontar la oportunidad de combinar actividades silvícolas para reducir el riesgo de incendios con el desarrollo energético basado en el aprovechamiento de la biomasa forestal generada. Para demostrar la viabilidad de este tipo de gestión, se ha creado una herramienta informática demostrativa de apoyo a la toma de decisiones. Mediante la modificación y calibración del modelo ecológico *FORECAST*, se simuló las condiciones de diferentes localidades y especies forestales de Navarra. Sobre dichas simulaciones, se ha desarrollado la interfaz de usuario de esta calculadora (*Fire Interface Rural Screening Tool for Heating: FIRST-Heat Navarra*), que pretende estimar la sostenibilidad ecológica y socio-económica del uso de la biomasa forestal a nivel local. Esta herramienta se muestra capaz de simular los efectos del cambio en las condiciones de crecimiento del bosque mediante un modelo ecológico dinámico. También presenta la capacidad de integrar, resumir y comunicar de forma efectiva el último conocimiento científico sobre ecología forestal, y el conocimiento técnico, económico y social sobre la tecnología de calefacción de distrito a partir de biomasa.

**Palabras clave:** biomasa forestal, *FORECAST*, modelización ecológica, sostenibilidad, *FireSmart*.

## Abstract

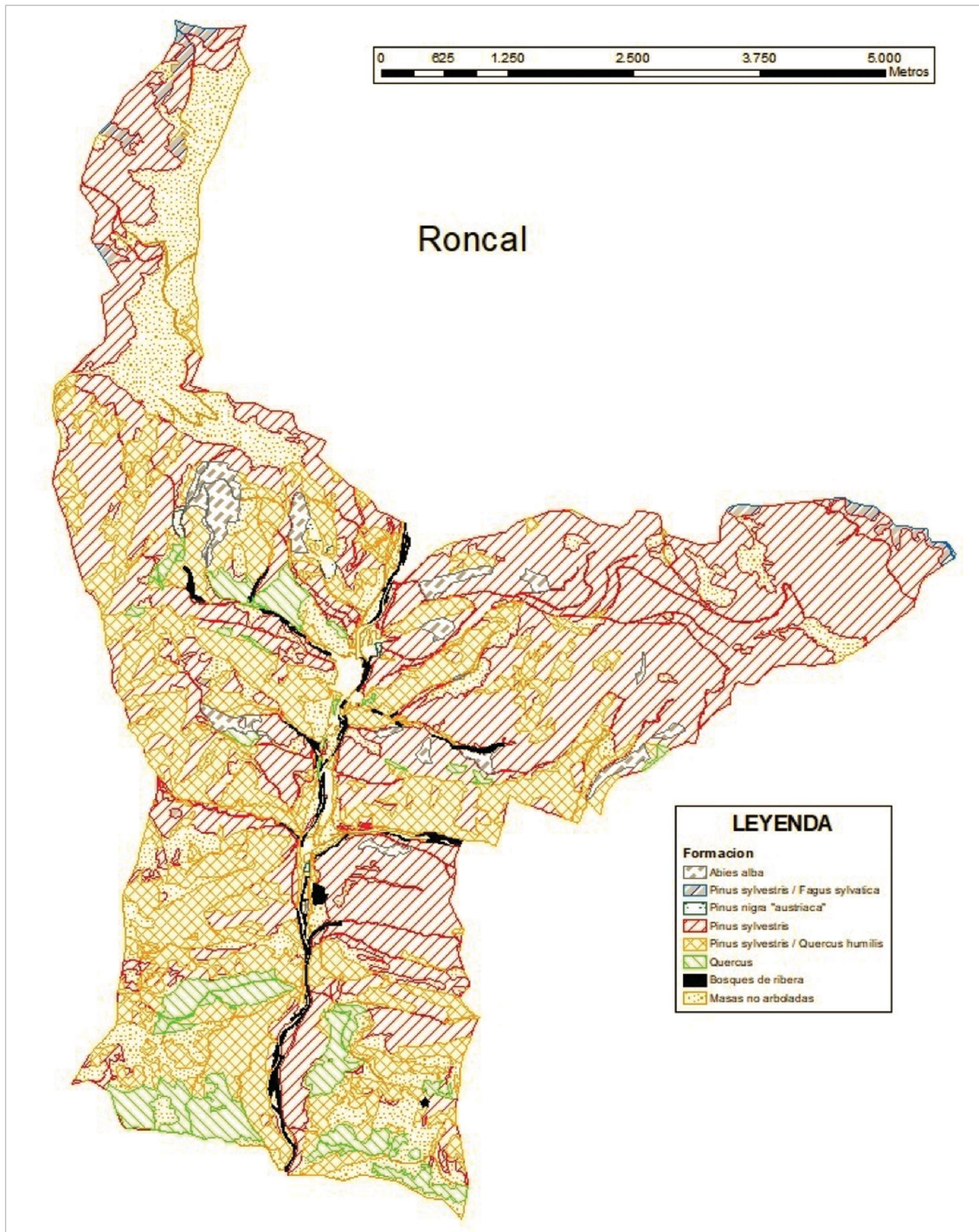
Climate change, urban expansion or increased recreational use in forest areas are increasing the likelihood of forest fires. Rural communities can take advantage of the opportunity to combine silvicultural activities to reduce fire risks with energy development based on the use of the forest biomass generated. In order to demonstrate the feasibility of this type of management, a computer tool has been created to support decision-making. The conditions of different locations and forest species in Navarre (Spain) were simulated by modifying and calibrating the *FORECAST* ecological model. On these simulations, the user interface of this calculator (*Fire Interface Rural Screening Tool for Heating: FIRST-Heat Navarra*) has been developed, aiming to estimate the ecological and socio-economic sustainability of the use of forest biomass at local level. This tool is able to simulate the effects of growth changes in forests through a dynamic ecological model. It features the ability to effectively integrate, synthesize and communicate the latest scientific knowledge on forest ecology, but also technical, economic and social knowledge about district heating technology from biomass.

**Keywords:** forest biomass, *FORECAST*, ecological modelling, sustainability, *FireSmart*.

---

## 1. Características del área forestal de Roncal

El área forestal alrededor de Roncal se caracterizó en función a las especies forestales presentes (*Figura S1, Tabla S1*).



**Figura S1.** Principales especies forestales dominantes en Roncal.

**Tabla S1.** Tipologías de las distintas masas forestales en Roncal. Irreg.: estructura irregular.

Tipo masa	Calidad de Estación	Sup (ha)	Especie dominante	Clase edad (años)	N Sp <sub>1</sub> (pies /ha <sup>-1</sup> )	Especie acompañante	Clase edad (años)	N Sp <sub>2</sub> (pies /ha <sup>-1</sup> )
Fustal medio	Alta	38,78	P. silvestre	100 -120	558			
Fustal medio	Alta	5,2	P. silvestre	100 - 120	240			
Fustal medio	Alta	7,64	P. silvestre	100 - 120	210			
Fustal bajo	Alta	19,85	P. silvestre	80 - 100	446			
Fustal bajo	Bajo	6,14	P. silvestre	100 - 120	192			
Fustal alto irreg	Alta	20,19	Abeto blanco	80 - 120	80			
Fustal medio irreg	Alta	0,43	Abeto blanco	0 - 120	320			
Fustal medio irreg	Alta	30,4	P. silvestre	0 - 120	180	Abeto blanco	40-60	60
Fustal bajo irreg	Media	266,8	P. silvestre	20 - 80	573			
Fustal bajo irreg	Media	238,61	P. silvestre	40 - 80	318	R. pubescente	20 y 140	64
Latizal alto irreg	Media	6,93	P. silvestre	20 - 60	180			
Fustal medio irreg	Media	12,5	Abeto blanco	100	127	Haya	20-40	509
Fustal medio irreg	Alta	40,2	P. silvestre	80 - 120	240	Haya	0-40	320
Fustal bajo irreg	Alta	24,87	Haya	20 - 60	560	P. silvestre	40-60	108
Latizal alto -fustal bajo irreg	Alta	63,81	P. silvestre	20 - 80	986	R. pubescente	120	95
Latizal alto -fustal bajo irreg	Media	60,8	P. silvestre	20 - 80	891	R. pubescente	0-40	190
Fustal bajo irreg	Baja	298,95	P. silvestre	60 - 80	413	R. pubescente	40-80	95
Latizal alto irreg	Baja	395,23	P. silvestre	20 - 80	763	R. pubescente	40-60	31
Latizal alto irreg	Baja	238,77	P. silvestre	20 - 100	827			

---

*Pasa a la pág. siguiente*

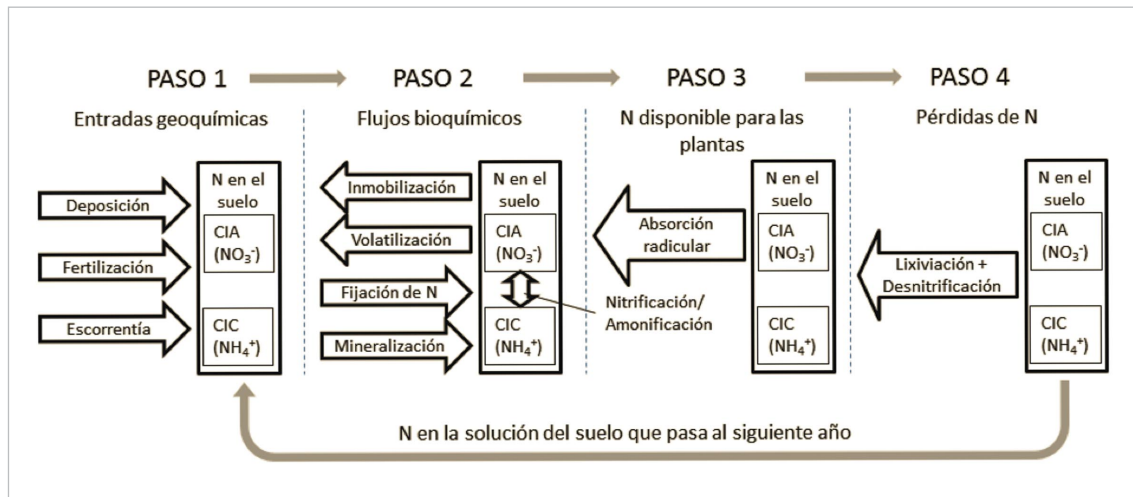
Viene de *pág. anterior*

Tipo masa	Calidad de Estación	Sup (ha)	Especie dominante	Clase edad (años)	N Sp <sub>1</sub> (pies ha <sup>-1</sup> )	Especie acompañante	Clase edad (años)	N Sp <sub>2</sub> (pies ha <sup>-1</sup> )
Latizal alto irreg	Baja	57,76	P. silvestre	20 - 100	1.273			
Fustal bajo irreg	Media	21,2	Abeto blanco	60 - 80	480	P. Silvestre	20-60	160
Fustal bajo	Alta	11,35	P. laricio	45 - 50	1.177	P. Silvestre	40-50	318
Fustal bajo	Alta	178,82	P. silvestre	60	1.050			
Fustal bajo	Alta	111,04	P. silvestre	50 - 60	1.432			
Fustal bajo	Alta	247,07	P. silvestre	60 - 80	610			
Fustal bajo	Media	33,66	P. silvestre	60 - 80	600			
Fustal bajo	Media	211,78	P. silvestre	60 - 80	1.305			
Latizal alto	Media	72,55	P. silvestre	20 - 40	1.941			
Monte bravo	Media	13,24	P. silvestre	0 - 20	2.760			
Repoblación	Media	4,03	F. nobles	0 - 20	1.111			
Monte medio	Baja	80,81	P. silvestre	irreg	222	R. pubescente	irreg	1.336
Monte medio irreg	Baja	66,56	Encina	irreg	900			
Monte medio		106,12	R. pubescente	irreg	640			
Arbolado disperso		48,02	P. silvestre	irreg	200			
Arbolado disperso		15,78	R. pubescente	irreg	86			
Monte medio		24,72	Veg. ribera	irreg	980			
Masas no arboladas		320,9	Matorrales					
Masas no arboladas		224,26	Pastizales					
Masas no arboladas		25,09	Praderas					
Masas no arboladas		28,63	Inforestal					
Regenerado		75,22	Rasos en regeneración					

## 2. Calibración del modelo *FORECAST*

### *Simulación de bosques mixtos pirenaicos*

Una de las características más importantes de *FORECAST* es su capacidad de simular el cambio de calidad del rodal (capacidad productiva) a lo largo del turno de corta, al tener en cuenta cambios en la disponibilidad de nutrientes, cambios en las tasas de descomposición, etc. (*Figura S2*). De esta forma, se mejoran las predicciones frente a los modelos tradicionales de crecimiento y producción, que comúnmente carecen de la habilidad de predecir mejoras o deterioros en la calidad productiva de un rodal como consecuencia de las actividades silvícolas o del desarrollo del rodal.



**Figura S2.** Pasos que el modelo lleva a cabo durante cada iteración anual para calcular los nutrientes disponibles para el crecimiento de las plantas.

El modelo asume que el mejor predictor del crecimiento vegetal en un sitio con una combinación dada de clima y limitación por nutrientes es el propio crecimiento vegetal observado, registrado en los datos empíricos utilizados para calibrar el modelo (Kimmins, 1993). Dicho de otro modo, la productividad vegetal para un sitio depende de la combinación de características climáticas, topográficas y edáficas propias de ese lugar en particular. Por lo tanto, la productividad vegetal observada es una variable que implícitamente integra los efectos del clima. Esta aproximación, combinada con la escala temporal anual, reduce la necesidad de dato climáticos y meteorológicos, los cuales no se utilizan como datos de entrada de *FORECAST*. Por ello, el modelo asume que el clima durante los escenarios simulados es similar al clima existente durante el periodo de observación de los datos empíricos (*ver Calibración del modelo*). Una discusión detallada de la justificación e implicaciones de esta asunción puede encontrarse en Kimmins (1993), Kimmins *et al.* (1999, 2010) o Penman *et al.* (2003).

El modelo *FORECAST* ha sido utilizado y validado en multitud de tipos de bosques y localizaciones alrededor del mundo, desde bosques naturales boreales hasta plantaciones tropicales intensivas (*ver referencias* en Kimmins *et al.*, 2010 y Blanco *et al.*, 2015a). En España, se ha utilizado en pinares de pino silvestre pirenaicos (Gárate y Blanco 2013, Blanco *et al.*, 2015b, Lo *et al.*, 2015) y en particular en bosques mixtos de pino y haya (González de Andrés *et al.*, 2016). El uso del modelo se realiza en tres etapas:

1. Creación de los ficheros de calibración y generación de las pautas de crecimiento históricas (observadas).
2. Inicialización del modelo para crear las condiciones iniciales de la simulación.
3. Simulación del crecimiento de árboles y plantas según los escenarios definidos.

### *Calibración del modelo*

En la fase de calibración se introducen los datos que definen la acumulación de biomasa en los árboles y la vegetación acompañante. Unidos a los datos sobre la respuesta del follaje a la luz, los nutrientes en el suelo, la descomposición de la hojarasca y otras condiciones ambientales, se estiman las tasas a las cuales los procesos ecosistémicos clave debieron operar para generar los datos observados en el campo. Como ejemplo de los datos necesarios se muestra el caso concreto de los datos utilizados para calibrar la especie mayoritaria en Roncal (*Tabla S1*), las (curvas edad-biomasa) se obtuvieron de la literatura sobre *P. sylvestris* (García y Tella 1986, Puertas 2003) (*Tabla S2*). La biomasa de raíces se asumió que representa una parte constante de la biomasa aérea (Gárate y Blanco 2013), utilizándose datos publicados de esa relación (Malkönen 1974, Litton *et al.*, 2003). Los datos que describen los requerimientos de luz y nitrógeno fueron derivados de datos de campo (Blanco *et al.*, 2009, Primicia *et al.*, 2014) y literatura forestal (Oliver y Larson 1996, Terradas 2001, Santa Regina y Tarazona 2001, Dufrêne *et al.*, 2005, Balandier *et al.*, 2010). También se utilizaron datos de literatura para calibrar el sombreado (Pretzsch *et al.*, 2015) y las tasas de renovación de las raíces finas (Mäkelä y Vaninen 2000, Mainiero y Kazda 2006, Finér *et al.*, 2007).

La hojarasca leñosa (corteza, ramas y troncos) se asume que es una fracción constante de la biomasa aérea leñosa (Kimmins 2004, Blanco *et al.*, 2005), mientras que el desfronde es una fracción constante de la biomasa aérea de hojas que depende de la longevidad de las hojas, estimadas en el campo (Blanco *et al.*, 2008). Las tasas de descomposición se calibraron utilizando datos empíricos para cada tipo de hojarasca y restos leñosos (Blanco *et al.*, 2011, Herrera 2015) y datos de literatura (Blanco *et al.*, 2005). Las tasas de mineralización de nutrientes desde los minerales del suelo se basaron en datos publicados (Kimmins 2004, Fisher y Binkley 2000, Primicia 2012). Los datos para caracterizar el suelo se obtuvieron de dos calicatas en las zonas de investigación del grupo de Ecología de la UPNA en el Pirineo (*Tabla*

S3) (Blanco *et al.*, 2011). Finalmente, los datos que describen el crecimiento del sotobosque, limitado en el modelo a zarzas (*Rubus* spp.), helechos (*Pteridium aquilinum* L.) y hierbas (simuladas como un único grupo funcional), sus concentraciones de nutrientes y tasas de descomposición se obtuvieron de la literatura (Mitchell *et al.*, 2000, García del Barrio 2000) y de datos de campo (sin publicar). Los valores de calibración de los parámetros del modelo pueden obtenerse de Lo *et al.* (2015), González de Andrés *et al.* (2016) o directamente de los autores.

**Tabla S2.** Valores usados para calibrar los parámetros de FORECAST relacionados con el pino silvestre. Los datos de concentración de nutrientes se obtuvieron de las investigaciones del Grupo de Ecología y Medio Ambiente de la UPNA (Castillo *et al.*, 2017).

Parámetro	Unidad	Calidad de Estación Alta	Calidad de Estación Baja
Concentración de nitrógeno en acículas jóvenes / viejas / senescentes	%	1,69 / 1,60 / 1,12	1,24 / 1,18 / 0,86
Concentración de nitrógeno en albura / duramen	%	0,11 / 0,09	0,10 / 0,08
Concentración de nitrógeno en corteza viva / muerta	%	0,38 / 0,33	0,25 / 0,19
Concentración de nitrógeno en ramas vivas / muertas	%	0,53 / 0,31	0,35 / 0,11
Concentración de nitrógeno en raíces gruesas albura / duramen	%	0,53 / 0,31	0,25 / 0,24
Concentración de nitrógeno en raíces finas vivas / muertas	%	0,86 / 0,67	0,76 / 0,57
Sombreado por máxima biomasa foliar	% luz total	40	40
Volumen de suelo ocupado por la máxima biomasa de raíces finas	%	95	95
Eficiencia en la captura de N por raíces	%	98	98
Tiempo de retención de acículas jóvenes / viejas / ramas	Años	1 / 2,20 / 12	1 / 2,35 / 17
Renovación de raíces finas	Años <sup>-1</sup>	1,00	0,75
Máxima biomasa foliar	kg · árbol <sup>-1</sup>	37	30



**Tabla S3.** Valores utilizados para calibrar los parámetros de *FORECAST* relacionados con procesos del suelo. Las tasas de descomposición indican la pérdida de masa inicial en un año. Para detalles de los parámetros consultar Kimmins *et al.* (1999).

Tipo de material	Tasas de descomposición	Edad de la hojarasca en años Tasa de descomposición (%)	
<b>Pino silvestre</b>			
Albura (por edad)	% · año <sup>-1</sup>	1-3 años (1,0); 4-10 años (4,0); 11-30 años (5,0); 31-50 años (5,0); >50 años (6,0)	
Duramen	% · año <sup>-1</sup>	1-3 años (0,5); 4-20 años (4,0); 21-40 años (4,0); >40 años (6,0)	
Corteza	% · año <sup>-1</sup>	1-15 años (5,0); 16-30 años (7,0); >30 años (6,0)	
Ramas y raíces gruesas	% · año <sup>-1</sup>	1-2 años (5,0); 3-8 años (6,0); 9-12 años (8,0); 13-40 años (4,0); >40 años (5,0)	
Acículas (calidad de estación baja)	% · año <sup>-1</sup>	1-2 años (20,0); 2-3 años (10,0); 3-4 años (8,9); 4-11 años (5,1); >11 años (5,0)	
Acículas (calidad de estación baja)	% · año <sup>-1</sup>	1-2 años (27,0); 3-10 años (21,0); >10 años (3,0)	
Raíces finas	% · año <sup>-1</sup>	1-3 años (10,0); 4-6 años (9,0); 7-20 años (8,5); >20 años (8,0)	
<b>Plantas</b>			
Follaje (calidad de estación baja)	% · año <sup>-1</sup>	1-2 años (40,0); 2-19 años (30,0); >10 años (15,0)	
Follaje (calidad de estación alta)	% · año <sup>-1</sup>	1-3 años (45,0); 4-6 años (18,0); 7-10 años (10,0); >10 años (3,0)	
Tallos y raíces	% · año <sup>-1</sup>	1-5 años (10,0); 6-10 años (7,5); 11-30 años (5,0); >30 años (0,5)	
Parámetros del suelo		Calidad estación alta	Calidad estación baja
Concentración N en humus rápido /lento	%	1,5 / 1,00	1,50 / 1,00
Tasa descomp. humus rápido / lento	% año <sup>-1</sup>	0,25 / 1,30	0,25 / 1,20
CIC suelo (CIC humus) / CIA	kg N ha <sup>-1</sup>	100,0 (0,1) / 2,0	50,0 (0,1) / 1,0
Deposición atmosférica / escorrentía	kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	5,2 / 0,25	5,2 / 0,0
MOS inicial (humus + hojarasca)	mg ha <sup>-1</sup>	356,50	139,90
Taja de fijación de N asimbiótica	kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	1,0	1,0

### 3. Referencias

- Balandier, P.; Marquier, A.; Perret, S.; Collet, C.; Courbeau, B. 2010. Comment estimer la lumière dans le sous-bois forestier à partir des caractéristiques dendrométriques des peuplements. *Rendez-Vous Techniques ONF* 27-28:52-58.
- Blanco, J.A.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2009. Thinning affects nutrient resorption and nutrient-use efficiency in two *Pinus sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications* 19(3):682-698. <https://doi.org/10.1890/1051-0761-19.3.682>
- Blanco, J.A.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2011. Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry* 106:397-414. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9518-2>
- Blanco, J.A.; González de Andrés, E.; San Emeterio, L.; Lo, Y.H.; 2015a. Modelling mixed forest stands: methodological challenges and approaches. En: Park, Y.S.; Lek, S.; Baehr, C.; Jorgensen, S.E.: (eds.), *Advanced Modelling Techniques Studying Global Changes in Environmental Sciences*, pp. 186-223. Elsevier, Amsterdam, Países Bajos. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63536-5.00009-0>
- Blanco, J.A.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2015b. Adaptación al cambio climático en pinares pirenaicos: controlando la densidad del rodal según el tipo de clima. En: Herreo, A.; Zavala, M.A.; (eds.), *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*, pp. 565-572. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. España.
- Dufrêne, E.; Davi, H.; François, C.; le Maire, G.; Le Dantec, V.; Granier, A.; 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling* 185: 407-436. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.004>
- Finér, L.; Helmissaari, H.S.; Löhmus, K.; Majdi, H.; Brunner, I.; Børja, I. *et al.*; 2007. Variation in fine root biomass of three European tree species: Beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Plant Biosystems* 141:394-405. <https://doi.org/10.1080/11263500701625897>
- Fisher, R.F.; Binkley, D.; 2000. *Ecology and Management of Forest Soils*. Wiley, Nueva York.
- Gárate, M.; Blanco, J.A.; 2013. Importancia de la caracterización de la biomasa de raíces en la simulación de ecosistemas forestales. *Ecosistemas* 22(3):66-73. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.10>
- García, J.L.; Tella, G.; 1986. Tablas de producción de densidad variable para *Pinus sylvestris* L. en el sistema pirenaico. Comunicaciones INIA. Serie Recursos Naturales; 43, Madrid, España.
- García Del Barrio, J.M.; 2000. Compartimentos y flujos de biomasa y nutrientes en un pinar de *Pinus sylvestris* L. en el monte de Valsaín. Monografías INIA: Serie Forestal 2, Madrid, España.
- González de Andrés, E.; Seely, B.; Blanco, J.A.; Imbert, J.B.; Lo, Y.H.; Castillo, F.J.; 2016. Increased complementarity in water-limited environments in Scots pine and European beech mixtures under climate change. *Ecohydrology*. e1810. <https://doi.org/10.1002/eco.1810>
- Kimmins, J.P.; 1993. Scientific foundations for the simulation of ecosystem function and management in FORCYTE-11. For. Can. Northwest Reg., North. For. Cent., Inf. Rep. NOR-X-328. Edmonton.
- Kimmins, J.P.; 2004. *Forest Ecology. A foundation for sustainable management and environmen-*

- tal ethics in forestry. Prentice Hall, Nueva Jersey, EE.UU.
- Kimmins, J.P.; Blanco, J.A.; Seely, B.; Welham, C.; Scoullar, K.; 2010. Forecasting Forest Futures: A Hybrid Modelling Approach to the Assessment of Sustainability of Forest Ecosystems and their Values. Earthscan Ltd.: London.
- Kimmins, J.P.; Mailly, D.; Seely, B.; 1999. Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach use in FORECAST. *Ecol. Model.* 122, 195-224. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00138-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00138-6)
- Litton, C.M.; Ryan, M.G.; Tinker D.B.; Knight, D.H.; 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Canadian Journal of Forest Research* 33:351-363. <https://doi.org/10.1139/x02-181>
- Lo, Y.H.; Blanco, J.A.; Canals, R.M.; González de Andrés, E.; San Emeterio, L.; Imbert, J.B.; Castillo, F.J.; 2015. Land Use Change Effects on Carbon and Nitrogen Stocks in the Pyrenees during the Last 150 Years: a Modelling Approach. *Ecological Modelling*, 312:322-334. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.005>
- Mainiero, R.; Kazda, M.; 2006. Depth-related fine root dynamics of *Fagus sylvatica* during exceptional drought. *Forest Ecology and Management* 237:135-142. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.034>
- Mäkelä, A.; Vanninen, P.; 2000. Estimation of fine root mortality and growth from simple measurements: a method based on system dynamics. *Trees* 14:316-323. <https://doi.org/10.1007/s004680050224>
- Malkönen, E.; 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. Communications Finish Forest Research Institute 84.5, Helsinki, Finlandia.
- Mitchell, R.J.; Auld, M.H.D.; Hughes, J.M.; Marrs, R.H.; 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration of successional sites in Dorset, southern England. *Biology of Conservation* 95:233-246. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00046-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00046-X)
- Oliver, C.D.; Larson, B.C.; 1996. Forest Stand Dynamics: Update Edition. Wiley, Nueva York, EE.UU.
- Pretzsch, H.; del Río, M.; Ammer, Ch.; Avdagic, A.; Barbeito, I.; Bielak, K. *et al.*; 2015. Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along a gradient of productivity through Europe. *European Journal of Forest Research* 134:927-947. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4>
- Primicia, I.; Imbert, J.B.; Traver, M.C.; Castillo, F.J.; 2014. Inter-specific competition and management modify the morphology, nutrient content and resorption in Scots pine needles. *European Journal of Forest Research* 133:141-151. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0753-7>
- Puertas, F.; 2003. Scots Pine In Navarre: Economic Importance And Production. Proceedings Of The I.U.F.R.O. Meeting Silviculture And Sustainable Management In Mountain Forests In The Western Pyrenees. 15-19 de Septiembre, Navarra, España.
- Santa Regina, I.; Tarazona, T.; 2001. Organic matter and nitrogen dynamics in a mature forest of common beech in the Sierra de la Demanda, Spain. *Annals of Forest Science* 58:301-314. <https://doi.org/10.1051/forest:2001128>
- Terradas, J.; 2001. Ecología de la vegetación: De la Ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Ediciones Omega, Barcelona, España.

