

## Capítulo 8

# Fuego en el bosque o fuego en la caldera: estudiando la sostenibilidad de utilizar las cortas preventivas para mantener un sistema de calefacción de distrito

Juan A. Blanco<sup>1</sup>, Dale Littlejohn<sup>2</sup>, David Dubois<sup>3</sup>, Dave Flanders<sup>4</sup>, Peter Robinson<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Pública de Navarra, España, <sup>2</sup>Community Energy Association, Canadá, <sup>3</sup>Wood Waste to Energy, Canadá, <sup>4</sup>University of British Columbia, Canadá.

[juan.blanco@unavarra.es](mailto:juan.blanco@unavarra.es), [dlittlejohn@communityenergy.bc.ca](mailto:dlittlejohn@communityenergy.bc.ca),  
[david@greenheatinitiative.com](mailto:david@greenheatinitiative.com), [David.Flanders@ubc.ca](mailto:David.Flanders@ubc.ca),  
[Probinson@communityenergy.bc.ca](mailto:Probinson@communityenergy.bc.ca)

Doi: <http://dx.doi.org/10.3926/oms.121>

### Referenciar este capítulo

Blanco, J.A., Littlejohn, D., Dubois, D., Flanders, D., & Robinson, P. (2013). Fuego en el bosque o fuego en la caldera: estudiando la sostenibilidad de utilizar las cortas preventivas para mantener un sistema de calefacción de distrito. En J.A. Blanco (Ed.). *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales*. (pp. 181-213). Barcelona: OmniaScience.

## 1. Introducción

El dióxido de carbono es uno de los gases de efecto invernadero más abundantes y significativos. El gobierno federal canadiense sugiere que la forma más eficiente en coste para reducir las emisiones de carbono de edificios implica reducir el consumo de energía, aumentar la eficiencia de la misma y cambiar a combustibles que generen menos CO<sub>2</sub> (Flanders, Sheppard & Blanco, 2009). Algunos estudios sugieren que cambiar de combustible será más importante para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero que el aumento de la eficiencia energética (Simpson, Jaccard & Rivers, 2007). Por ejemplo, en las comunidades del interior de la Columbia Británica, en la costa del Pacífico canadiense, la calefacción y la generación de agua caliente están entre los mayores contribuidores de gases de efecto invernadero (Sheltair, 2007; Green Heat Initiative, 2010). Si estas comunidades se centran en el uso de fuentes de calor alternativas y de baja generación de CO<sub>2</sub>, estas comunidades pueden reducir su dependencia de combustibles fósiles. Por ejemplo, la ciudad de Prince George podría reducir sus emisiones de carbono en aproximadamente un 11% (Flanders et al., 2009). Esto supondría conseguir un tercio de las reducciones en emisiones a las que la ciudad se ha comprometido dentro del programa provincial para el año 2020 (reducir en un 33% las emisiones del año 2007).

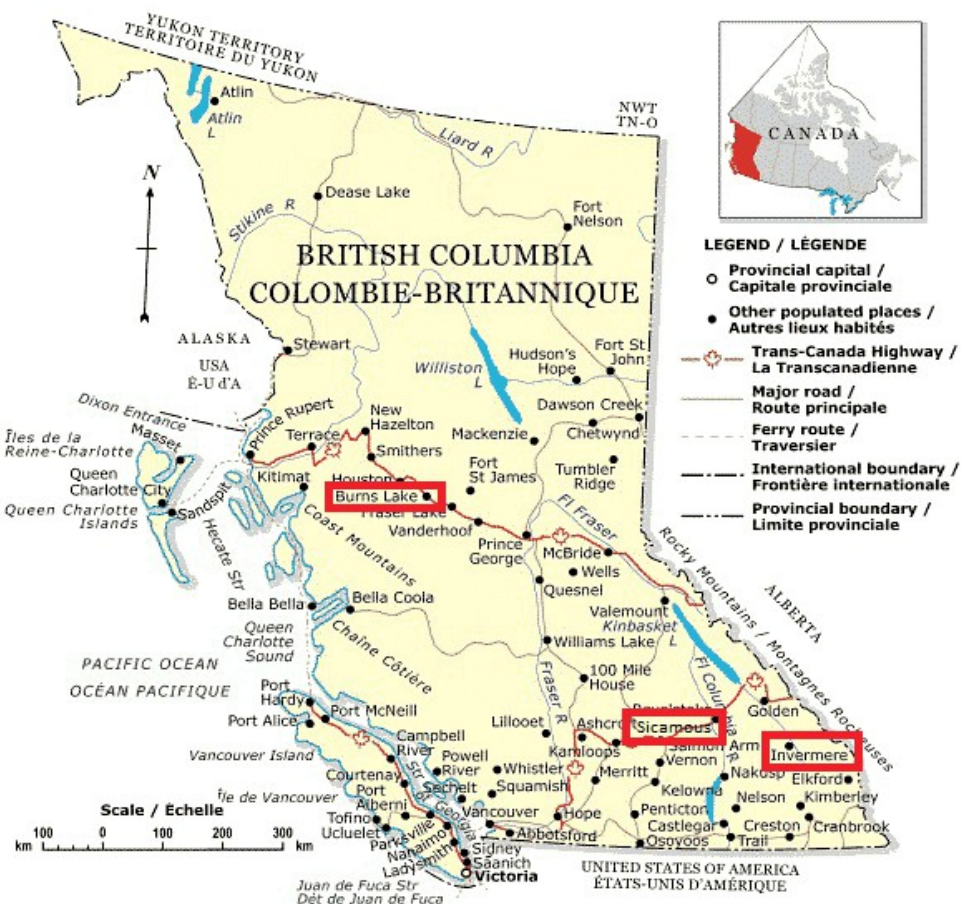




Figura 1. Página anterior: Localización de las tres comunidades utilizadas en este estudio en la Columbia Británica. Esta página: Fotografía aérea mostrando la intersección entre la zona urbana y forestal en una comunidad rural del suroeste de la Columbia Británica (Mapa: Natural Resources Canada. Foto: UBC-CALP)

Además, de forma similar a lo que ha ocurrido a lo largo del mundo, los bosques, praderas y otros paisajes rurales de la Columbia Británica están llenos de edificios e infraestructura vulnerable a los incendios forestales (Partners in Protection, 2003). Las comunidades rurales de la Columbia Británica disfrutaban de los beneficios de estar lejos del estresante estilo de vida de las grandes ciudades, y además están cerca de los diversos paisajes naturales por los que la provincia es famosa. Estas comunidades están atrayendo un número cada vez mayor de residentes, produciendo la expansión del área periurbana (Figura 1). Esto provoca que la intersección entre la zona urbana y forestal esté aumentando rápidamente, y que las comunidades de la Columbia Británica (especialmente en el interior), estén aplicando manejo forestal preventivo para reducir el riesgo de incendios. Sin embargo, estas actividades están generando restos leñosos debido a la reducción de la densidad de árboles en los rodales gestionados.

Por otro lado, estas comunidades sufren los inconvenientes de ser centros de población más pequeños y aislados: mayores precios de los combustibles y mayor riesgo frente a desastres naturales como los incendios forestales. Como muchas comunidades rurales de la Columbia Británica no están conectadas a la red de distribución de gas natural, los combustibles fósiles normalmente deben ser transportados desde las ciudades grandes. Estas formas de energía para calefacción son bastante caras, incluyendo electricidad, propano o gasóleo de calefacción. Esto significa un sobrecoste comparado con el coste pagado en las ciudades. Con los precios actuales de combustibles en Canadá, el propano es normalmente el doble de caro que los “pellets” de serrín prensado (el tipo de biomasa más caro), y el gasoil es incluso más caro. La tendencia a largo plazo es que los combustibles fósiles sigan subiendo sus precios, poniendo más presión en las economías locales. Por lo tanto, hay incentivos económicos, además de sociales y ambientales, para aumentar el uso de restos leñosos generados durante la gestión forestal de la intersección urbana-forestal como fuente de energía, reduciendo el uso de combustibles fósiles.

Además, eventos como los incendios forestales de Kelowna y Barriere en 2003, el incendio de West Kelowna en 2009 (Figura 2), o el incendio de Peachland de 2012 indican otra tendencia preocupante: el aumento en el área y daño causado por los incendios forestales. Este es uno de los primeros efectos notables del cambio climático, un fenómeno que los municipios de la

Columbia Británica están intentando reducir y al que están intentando adaptarse tras firmar la Carta de Acción por el Clima. Sin embargo, esta tendencia no está causada solamente por las mayores temperaturas y los periodos secos más largos, sino también por el aumento de las zonas periurbanas en contacto directo con el bosque circundante, constituyendo la zona de intersección entre la zona urbana y la forestal.

Por lo tanto, el reto para los gestores locales en las comunidades rurales es múltiple: cómo mantener las comunidades atractivas para los locales, recién llegados y visitantes, pero a la vez reducir los riesgos, mantener el gasto energético bajo y reducir la emisión de gases de efecto invernadero. Aunque estos problemas pueden parecer independientes, no están aislados los unos de los otros. De hecho, ya se han creado planes para utilizar un recurso que es abundante a lo largo de la Columbia Británica rural: el bosque. Éste puede proporcionar una fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles.

Se estima que por medio de una silvicultura sostenible la Columbia Británica podría producir suficiente biomasa (17,1 millones de toneladas secas por año) para cubrir el 29,8% de la energía utilizada en la provincia proveniente de combustibles fósiles. Esta cantidad podría ser incluso mayor si la madera procedente de árboles muertos por el brote de la plaga del escarabajo del pino de montaña se utilizase, alcanzando un total de 28,1 millones de toneladas secas, equivalente a un 49,0% de la energía procedente de combustibles fósiles utilizada en la provincia (ENVIT Consulting, 2011).



*Figura 2. Incendio forestal en la zona de intersección urbana – forestal en West Kelowna en 2009.  
(Foto: Community Energy Association)*

Aunque estas son cifras importantes, el potencial de biomasa de la Columbia Británica está lejos de poder ser utilizado en su totalidad. Los problemas que afectan a cualquier operación de manejo forestal también afectan a la producción de biomasa: accesibilidad a las masas forestales, costes de las operaciones, costes de transporte y eficiencia. Estos son, entre otros, los factores que reducen la energía potencial disponible de los bosques alrededor de todo el

mundo. Además, la ecología de los residuos leñosos también tiene que ser tenida en cuenta. Desde la perspectiva de un ecosistema forestal, no existe la biomasa “residual” o de “deshecho”. Todos los residuos forestales son parte del ciclo de nutrientes del bosque. La investigación reciente ha mostrado cómo la eliminación de residuos forestales, que tradicionalmente se han dejado en el bosque tras las cortas, puede tener efectos negativos rápidamente sobre la fauna (Sullivan, Sullivan, Lingren, Ransome, Bull & Ristea, 2011), así como efectos a largo plazo sobre la flora (Blanco, 2012a).

Juntos, estos problemas crean una situación muy compleja en la cual las comunidades rurales luchan para utilizar todo el potencial de las áreas de intersección urbana-forestal. Un proyecto conjunto de la Universidad de la Columbia Británica, Community Energy Association y Wood Waste to Rural Heat Project ha desarrollado la herramienta llamada FIRST Heat™. Esta herramienta gratuita ayudará a las autoridades locales y gestores forestales a tener una primera idea de si su comunidad debería embarcarse en un proyecto que combine el control de los incendios forestales con la producción de energía. Este capítulo describe los fundamentos de esta herramienta.

## **2. Fuego en el Bosque**

Los incendios forestales son fenómenos naturales o causados por el hombre que se asocian normalmente a palabras como “desastre”, “calamidad”, “daño”, etc. Esta es la perspectiva normal para la gente que vive en comunidades rurales, donde sus formas de vida pueden convertirse en cenizas cuando los incendios aparecen. Sin embargo, los incendios forestales son un elemento natural y fundamental de los ecosistemas forestales, especialmente en ambientes en los bosques templados y boreales que dominan la mayor parte de la Columbia Británica, pero también en los ambientes mediterráneos típicos de España, California, Chile, Australia, etc. (Pausas, 2012).

### **2.1. El papel del fuego en los ecosistemas forestales**

Los bosques afectados por incendios han evolucionado y se han adaptado a la presencia el fuego. Los bosques no desaparecen tras el incendio, simplemente regresan al estado de iniciación del rodal, en el cual las plántulas de distintas especies se establecen de nuevo en el área quemada. De hecho, si no hubiera fuegos, muchas especies de plantas y árboles no tendrían ocasión para reproducirse, ya que el área estaría ocupada por bosques viejos y sus especies asociadas (Coking, Barner & Sherriff, 2012).

El fuego tiene muchos efectos en los ecosistemas forestales, ya que cada combinación de lugar, tipo de bosque y condiciones climáticas crea un conjunto de propiedades único que afectan al comportamiento del fuego. Como resultado de la variabilidad natural de los bosques, del comportamiento del fuego y del clima, en cualquier paisaje forestal sometido al fuego coexiste una mezcla de zonas quemadas, parcialmente quemadas y sin afectar tras el paso del incendio. Con el tiempo, estas zonas evolucionan de forma diferente. Algunas de ellas mantienen el mismo tipo de bosque que existía antes del incendio, mientras que en otras se puede desarrollar un nuevo tipo de rodal. A la fauna también le afectan los incendios, ya que sus hábitats y fuentes

de alimento son alterados. Además, no sólo la parte viva del ecosistema es afectada, sino también el suelo cambia tras el fuego.

El suelo es una parte muy importante de los ecosistemas forestales. Contiene la mayor reserva de nutrientes y agua. Tras el fuego, el suelo puede volverse más fértil al incorporar los nutrientes que existen en las cenizas. Las cenizas son ricas en minerales provenientes de la vegetación quemada. Sin embargo, si el calor es muy alto, las partículas que componen el suelo pueden volverse repelentes al agua, causando que el agua de lluvia se escurra sobre el suelo, provocando erosión. Para las plantas, la mayoría de los recursos disponibles en el suelo están unidos a la presencia de materia orgánica. Esta unión es tan fuerte que la cantidad de materia orgánica en el suelo puede usarse como un indicador de la fertilidad de un lugar (Seely, Welham & Blanco, 2010). La cantidad de materia orgánica en el suelo depende a su vez de la cantidad de restos leñosos y no leñosos que llegan al suelo por medio del material vegetal en descomposición. Sin embargo, los incendios forestales pueden eliminar este importante elemento del ecosistema. Si un fuego alcanza temperaturas elevadas, la materia orgánica se puede volatilizar, reduciendo la fertilidad de un sitio y su capacidad de almacenar agua.

Prácticamente cada bosque en zonas boreales, templadas o mediterráneas tiene una historia de incendios pasados (Pausas, 2012). Aunque los bosques están adaptados de forma natural al fuego, están de hecho adaptados a un régimen de incendios específico, definido por el tiempo medio entre un fuego y el siguiente, la intensidad del fuego, la estación y otros factores. Algunos factores externos (tanto naturales como relacionados con actividades humanas) pueden producir un cambio en este régimen, haciendo muy difícil para las plantas, animales y el suelo el volver a las condiciones previas al incendio.

Algunos ejemplos de este tipo de factores son el excesivo control de incendios o la elevada mortalidad de los árboles (por causas naturales como plagas o sequías, o artificiales como las cortas), las cuales pueden causar una acumulación de combustible y por lo tanto aumentar la intensidad del fuego. Otro ejemplo es el aumento de la frecuencia del fuego causado por chispas de origen humano, el aumento de las temperaturas de verano, o veranos más secos. Estos últimos factores son cada vez más importantes para sitios como la cuenca mediterránea o la Columbia Británica, donde ya se han escrito conexiones directas entre el cambio climático y el aumento del número de incendios (Westerling, Hidalgo, Cayan & Swetnam, 2006), una tendencia que está previsto siga aumentando (Hirsch & Fuglem 2006, de Groot, Flanningan & Cantin, 2013).

Para la mayoría de comunidades en el ambiente rural y forestal no es una cuestión de si sufrirán un incendio forestal, sino de cuándo será. El régimen de incendios es distinto en cada tipo de ecosistema ya que cada uno tiene una composición diferente y una estructura determinada por el clima, las especies de árboles, la biomasa de las plantas, la edad del bosque y las fuentes de ignición. Todos estos factores están unidos al tipo de bosque que rodea cada comunidad. En la Columbia Británica los tipos de bosques están clasificados de forma sistemática, y se dividen en zonas biogeoclimáticas (zonas BEC, Pojar, Klinka & Meidinger, 1987).



## 2.2. Manejo forestal y fuego

Las actividades de manejo forestal se han identificado como uno de los orígenes de incendios forestales. Pueden ser fuente de chispas creadas por la maquinaria, sierras eléctricas, etc. También pueden aumentar la cantidad de combustible al dejar restos de corta en el bosque. Sin embargo, estos problemas han sido reducidos considerablemente siguiendo los códigos de buenas prácticas que proporcionan los distintos tipos de certificación de las actividades forestales. Entre otras opciones, se recomiendan prácticas como el apilado y quema controlada de los restos forestales generados con claras, cortas parciales o cortas finales.

Por otro lado, la gestión forestal puede ser una herramienta muy importante para luchar contra los incendios forestales. Por ejemplo, las indicaciones que el programa FireSmart proporciona en Canadá son un detallado conjunto de reglas para proteger a los hogares y propiedades (Partners in Protection, 2003). Estas reglas claramente muestran la importancia de reducir la cantidad de vegetación en la proximidad de los edificios (la intersección urbana-forestal, Figura 3). Estas reglas también reconocen la importancia de distintos niveles de intensidad de manejo dependiendo del riesgo de fuego aceptable en cada situación. Por ejemplo, cuanto más cerca están los árboles de los edificios, menos biomasa leñosa debe dejarse en el sitio y menor debe ser la densidad del rodal cercano (número de árboles por hectárea). Si únicamente un riesgo bajo es aceptable (en otras palabras, la probabilidad de tener un fuego en el futuro cercano) entonces es necesario un manejo intensivo que elimine la mayoría de las coníferas, árboles muertos, troncos caídos y cualquier otro resto leñoso del suelo. Los pocos árboles que queden en pie deberán ser podados para evitar que el posible fuego pueda pasar del suelo a las copas de los árboles. Toda la biomasa generada durante estas actividades debería ser eliminada del sitio.



Figura 3. Ejemplo de área residencial antes (izquierda) y después (derecha) de aplicar las recomendaciones de FireSmart para el manejo de la intersección urbana-forestal. (Partners in Protection, 2003)

Por lo tanto, la necesidad de un manejo más o menos intenso dependerá de dos variables principales: 1) una decisión de la propia comunidad sobre el nivel de riesgo de incendio que se considere aceptable para la zona de intersección urbana-forestal, y 2) las características locales del bosque en la vecindad de la comunidad. Además, el tamaño de la intersección (o en otras palabras, el área que deberá ser gestionada para controlar el riesgo de incendio) dependerá de la distribución del bosque, accesibilidad, estructura de propiedad del terreno, así como de los intereses y capacidades de cada comunidad rural.

El tamaño de la intersección urbana-forestal ha aumentado de forma constante en la Columbia Británica en los últimos años (Hirsch & Funglem, 2006). Desde el censo canadiense de 1981 ha habido una clara tendencia a que los espacios periurbanos rurales (la intersección urbana-forestal) crezcan en población a un ritmo mayor que el centro de la ciudad (Figura 4). Este fenómeno muestra la creciente popularidad de las propiedades urbanas “en la frontera”, y explica parcialmente el aumento de costes por daños de incendios, así como de órdenes de evacuación cuando el fuego se acerca a la comunidad. Por lo tanto, los gestores de las comunidades y los oficiales de prevención de incendios deben considerar áreas bajo riesgo cada vez mayores y que necesitan algún tipo de manejo forestal preventivo. Resulta fácil predecir que esta situación llevará a un aumento en la biomasa que es eliminada del bosque. Sin embargo, esta biomasa tendrá poco valor de mercado, ya que es la seguridad de la comunidad, y no la calidad de la madera, el principal factor utilizado para seleccionar los árboles a cortar. Hasta ahora, esta biomasa ha sido eliminada del sitio, apilada y quemada de forma controlada para evitar que se convierta en combustible para incendios forestales. Como resultado de esta práctica, cualquier energía que el bosque haya podido generar se pierde.

La pregunta candente es: “si tenemos que cortar árboles y eliminar el sotobosque que haya crecido para reducir el riesgo de incendios, ¿por qué no usar la biomasa producida para generar calor localmente?”. Si toda esa biomasa forestal va a arder de forma natural en algún momento, ¿por qué no utilizar la energía del fuego de una forma que pueda beneficiar a la comunidad?.

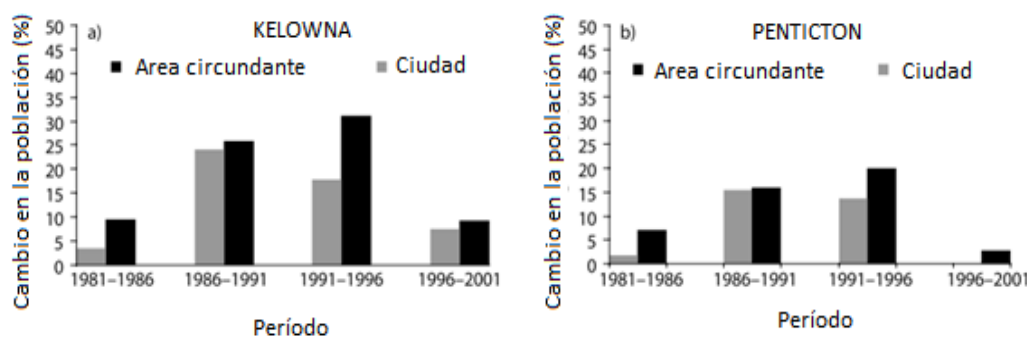


Figura 4. La intersección urbana-forestal ha crecido en población más rápidamente que el centro de las ciudades en la mayoría de la Columbia Británica (ejemplos: ciudades de Kelowna y Penticton) (Hirsch & Funglem, 2006)

### 3. Fuego en la caldera

Basado en las estadísticas oficiales de Canadá, el 70% de la energía utilizada en los hogares, locales comerciales e instituciones de la Columbia Británica se utiliza en calefacción y agua caliente doméstica (Green Heat Initiative, 2010). Las calderas y estufas de biomasa tienen eficiencias y emisiones de partículas que se aproximan a los sistemas de gas natural (pero con emisiones netas de carbono menores) y han sido utilizadas extensivamente en norte y centro Europa por muchos años. Un sistema de bioenergía, utilizando biomasa local, permite que la



biomasa generada en actividades de reducción del riesgo de incendios sea utilizada de forma efectiva y limpia en beneficio de la comunidad.

### 3.1. Las ventajas: efectos múltiples y multiplicativos de los sistemas de calefacción de biomasa

La sustitución de sistemas de calefacción de combustibles fósiles por otros de biomasa forestal tiene beneficios potenciales múltiples para las comunidades rurales:

- **Reducción en los gastos en combustible.** El coste de la energía calorífica producida por la biomasa es claramente beneficioso para las comunidades no conectadas a la red de gas natural (ver Figura 5), y también para aquellas que aun estando conectadas deben pagar precios mayores a los de las ciudades (Tablas 1 y 2).

Tipo de energía	Coste
Gas natural	\$8-10 / GJ
Propano	\$30-35 / GJ
Gasóleo de calefacción	\$29 / GJ
Biomasa (pellets de serrín prensado)	\$8-10 / GJ

Tabla 1. Costes la biomasa y otras combustibles convencionales en la Columbia Británica (en dólares canadienses por gigajulio de energía generado) (ENVINT Consulting, 2011)

Tipo de Combustible	Unidad de venta	Contenido de energía	Precio de venta	Coste típico en BC	
				\$ / GJ	\$ / MWh
		GJ / Unidad	\$ / Unidad		
Gas Natural	GJ	1.0	11-19	11-19	40-70
Propano	Litros	0.0253	0.48-0.63	19-25	70-90
Electricidad	kWh	0.0036	0.068-0.083	19-23	70-80
Gasóleo Calefacción	Litros	0.0387	0.74-0.97	19-25	70-90
Pino ponderosa	Cuerda (3,6 m <sup>3</sup> )	17.9	200-250	11-14	40-60
Madera astillada	Ton. verde	11.2	35-55	3-5	10-20
Pellets (venta)	Tonelada	19.2	175-210	9-11	30-40

Tabla 2. Contenido de energía, precio de venta y coste de distintos tipos de combustible en la Columbia Británica. Precios en dólares canadienses. (Dubois, Littlejohn, Robinson, Blanco & Flanders, 2012)

- **Reducción de las emisiones de carbono.** Los tipos de biomasa utilizados más comúnmente para aplicaciones energéticas pueden llegar a reducir las emisiones de carbono de un 55% a un 98% comparadas con combustibles fósiles, incluso tras transportar la biomasa largas distancias (European Union Comision, 2010). Merece la pena notar que la mayoría de los estudios realizados para conseguir estos valores se enfocan en el uso de biomasa generada durante la realización de prácticas de manejo forestal para la producción de madera (residuos de claras y cortas finales, plantaciones de ciclo corto, etc.), pero no directamente gestionadas para reducir el riesgo de incendios. En el pasado ha habido muy poca discusión sobre el uso de la biomasa generada en cortas protectoras para la producción de energía, pero este concepto está siendo aceptado ahora. El resultado es que las comunidades que usan la biomasa procedente de la mitigación de los riesgos de incendios forestales pueden desplazar combustibles que producen intensas emisiones de carbono. Por lo tanto, el uso de la

biomasa puede ayudar a las comunidades a conseguir sus compromisos en la mitigación y adaptación al cambio climático, alcanzando los objetivos de reducción de gases de efecto invernadero marcados en el Plan de Acción del Clima de la Columbia Británica.

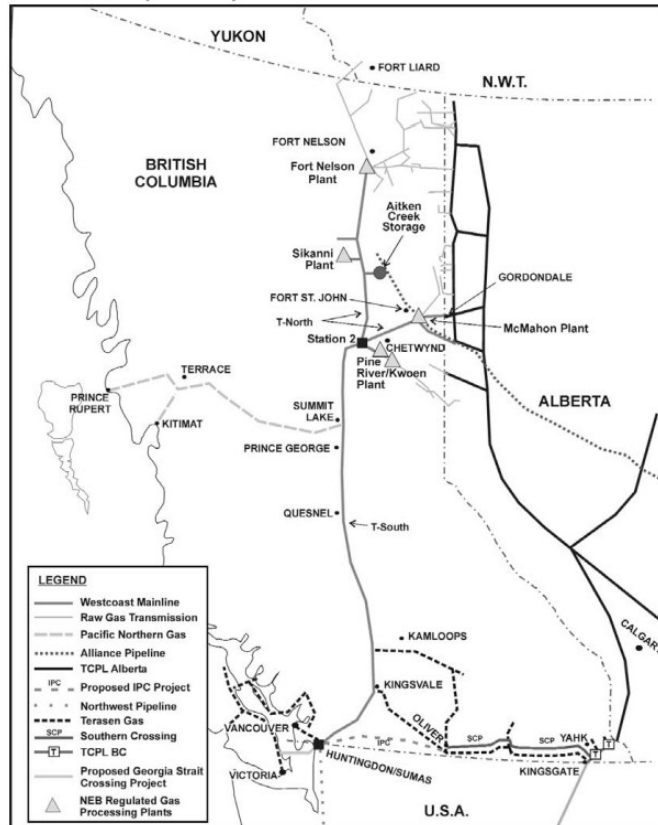


Figura 5. Red de distribución de gas natural en la Columbia Británica, mostrando los ramales gestionados por diferentes compañías (National Energy Board, 2004)

- **Reducción de los ingresos por energía que salen de las comunidades.** Generalmente, los combustibles fósiles se generan fuera de las comunidades rurales. El resultado es un flujo económico que sale de la comunidad. Por otro lado, si el combustible se estuviera originando en la vecindad, como por ejemplo la intersección urbana-forestal, estos beneficios se quedarían en la comunidad para reforzar la economía local.
- **Aumento en las oportunidades de empleo.** La generación de calor a partir de biomasa es uno de los usos y formas de energía que más empleos demanda. Se estima que un total de 6 empleos directos se crean por Megavatio (Oregon Department of Energy, 2003). Típicamente, los empleos se crean en los sectores forestales y de transporte, e indirectamente en el sector servicios. Estos empleos se crearían en la comunidad, y los salarios se gastarían mayoritariamente en el área local, reduciendo los flujos de dinero fuera de la comunidad. Además, estos empleos tienden a ser menos cíclicos y más estables que los relacionados con otros recursos naturales.

- **Reducción de la dependencia energética.** Nadie desea quedarse aislado de sus suministradores de combustible para calefacción en medio del invierno. Sin embargo, se espera que las tormentas de nieve, viento o lluvia torrencial sean paulatinamente más comunes en un futuro bajo cambio climático. Estos fenómenos climáticos extremos, junto con otros factores que pudieran afectar a la producción o transporte de combustible podrían producir un suministro cada vez menos fiable. Tener la fuente de combustible para calefacción en el bosque que rodea la comunidad podría reducir este riesgo.
- **Otros beneficios fiscales.** Los sistemas de calefacción de distrito pueden ser fuentes de ingresos distintos a los impuestos para las comunidades que los gestionen. Estos ingresos pueden financiar proyectos que mejoren la calidad de vida de las comunidades rurales. Además, tener una intersección urbana-forestal bien gestionada, con bajo riesgo de incendio, también podría reducir los gastos de seguro para los propietarios de la zona.

### **3.2. Los inconvenientes: no hay energía gratis**

El establecimiento de un sistema de calefacción de distrito alimentado con biomasa no está libre de inconvenientes. Algunos de ellos son técnicos, otros son económicos, pero también hay condicionantes ecológicos que deben ser tenidos en cuenta durante el planteamiento de un nuevo sistema.

- **Capital inicial requerido para la inversión.** De forma similar al desarrollo de los sistemas de agua, saneamiento, electricidad o gas, el capital inicial que hay que invertir es importante. En muchos casos la malla de distribución (tubos, válvulas, etc.) es más cara que la planta de producción de calor (caldera, almacén de combustible, panel de control, etc.). El reto es cómo desarrollar una red de calefacción de forma eficiente en términos de costes. La respuesta es identificar áreas con alta demanda de calor que están agrupadas juntas y empezar desde allí. Estos grupos pueden ser hospitales, escuelas, hoteles, piscinas, grandes edificios comerciales, complejos de apartamentos, usuarios industriales, etc. También es importante buscar “ventanas de oportunidad” para minimizar costes. Éstas pueden ser obras de mejoras en edificios, u obras de mantenimiento de infraestructura subterránea (TV por cable, teléfono, gas, etc.).
- **Necesidad de inventarios forestales detallados y predicciones de crecimiento del bosque.** Los inventarios son una herramienta básica en la gestión forestal. Normalmente, los servicios forestales de cada región tienen inventarios a nivel operacional que permiten a los gestores conocer el bosque alrededor de cada comunidad rural. Los sistemas de calefacción de distrito se diseñan para ser amortizados en 25 años, aunque tienen una vida operacional de unos 50 años. Este tiempo es lo suficientemente largo para que el bosque cambie de una forma notable. Los árboles dominantes crecerán más altos, mientras que los árboles dominados u ocluidos morirán. Por lo tanto, habrá más biomasa presente en el bosque tanto en los árboles en pie como en los restos leñosos. Sin embargo, estimar cuanta biomasa forestal estará disponible no es fácil. Los árboles crecerán más o menos dependiendo de cuántos recursos (agua, luz, nutrientes) tienen disponibles (Kimmins, 2004). La disponibilidad de estos recursos cambiará durante la vida operacional del sistema de

calefacción de distrito, dependiendo de cómo se gestione el bosque para la reducción del riesgo de incendios. Por lo tanto, los inventarios forestales que definen la situación actual de los bosques deben combinarse con modelos ecológicos que simulen los cambios de la biomasa forestal bajo condiciones de cambio en la disponibilidad de recursos para los árboles. Un modelo muy adecuado para esta tarea es FORECAST (Kimmins, Mailly & Seely, 1999; Kimmins, Blanco, Seely, Welham & Scoullar 2010). Este modelo tiene la forma de un programa de ordenador que ha sido ampliamente evaluado en todo tipo de ecosistemas forestales alrededor del mundo (Blanco, 2012b). Una descripción detallada de este modelo se proporciona en el apéndice técnico.

- **La sostenibilidad ecológica de algunos rodales puede estar comprometida.** De entre las decenas de miles de plántulas por hectárea que pueden brotar en un rodal después de un incendio, solamente unos cientos alcanzarán el estado de los grandes árboles que pueden encontrarse en los bosques viejos. El resto morirán y antes o después se convertirán en restos leñosos, y tras descomponerse, en materia orgánica del suelo forestal. La velocidad a la que todos estos procesos ocurren (crecimiento, mortalidad, descomposición) depende de las condiciones específicas de cada rodal: tipo de bosque, edad del bosque, clima, topografía, etc. El manejo forestal también puede afectar estas características, y por lo tanto afectar los procesos ecológicos, reduciendo la cantidad de hojarasca que retorna al suelo forestal, reduciendo sus tasas de descomposición, alterando las tasas de crecimiento de los árboles, etc. (Blanco, Imbert & Castillo, 2006, 2008, 2011). En los planes de control del riesgo de incendio, el principal objetivo es reducir la cantidad de combustible (dicho de otra forma, la biomasa vegetal) que está presente en el bosque. Sin embargo, esta reducción en biomasa también resulta en la extracción de nutrientes minerales (nitrógeno, fósforo, potasio, etc.). En algunas circunstancias, esto puede llevar a una reducción de la fertilidad del sitio (Blanco, Zavala, Imbert & Castillo, 2004). Si esto ocurre, los tres árboles crecerían menos, produciendo menos biomasa, y por lo tanto generando menos materia orgánica que se pueda incorporar en el suelo. En otras palabras, el suelo sería cada vez menos productivo. Esta situación depende en gran medida de las circunstancias de cada sitio (Blanco, 2012a). Cuando una comunidad decide aplicar un plan de control de riesgo de incendios, los gestores primero necesitan saber qué rodales son más sensibles y tienen un potencial de pérdida de fertilidad, y adaptar el plan de gestión en función de las características ecológicas del bosque.

#### 4. La herramienta “FIRST Heat™”

Teniendo en cuenta todas estas complejidades, es difícil para una comunidad rural decidir si merece la pena unir los planes de control del riesgo de incendio con instalaciones de calefacción de distrito. Un proyecto conjunto de la Universidad de la Columbia Británica, Community Energy Association y Wood Waste to Rural Heat Project ha desarrollado la herramienta llamada FIRST Heat™ (Figura A1 del Apéndice). El proyecto ha desarrollado una herramienta intuitiva para generar un rango de valores para distintas variables ecológicas, económicas e ingenieriles que se utilizan en la gestión energética. Esta herramienta es un archivo Excel® en el cual los usuarios pueden seleccionar distintas opciones, escribir parámetros específicos a sus comunidades (o escoger entre los datos por defecto).

Se puede descargar de forma gratuita en la página web de la Community Energy Association: <http://www.communityenergy.bc.ca/resources-introduction/first-heat>.

#### 4.1. La creación de la herramienta

La herramienta se creó combinando para cada comunidad piloto seleccionada información de un sistema de información geográfico (SIG), un modelo ecológico (FORECAST), un modelo energético y un modelo financiero (LCOE) (Figura 6).

Se seleccionaron tres comunidades rurales del interior de la Columbia Británica. Todas ellas son pequeñas en tamaño, no tienen sistemas de calefacción de distrito y por su localización no están conectadas a la red de gas natural, están rodeadas de bosques con elevado riesgo de incendios y cada comunidad está en una zona biogeoclimática diferente, con distintos tipos de bosque. Estas comunidades son (Figura 1):

- **Burns Lake** – Norte de la Columbia Británica, sobre una meseta interior rodeada de bosques de la zona biogeoclimática de bosque sub-boreal de piceas. Aunque está conectada a la red de gas natural, paga un 50% de sobretasa respecto al resto de la provincia.
- **Sicamous** – Valle de Shuswap, en la zona biogeoclimática de bosques de cedro-hemlock del interior, sin conexión a la red de gas natural;
- **Invermere** – Montañas Kootenays, en la zona biogeoclimática de los bosques de picea de montaña, son conexión a la red de gas natural.

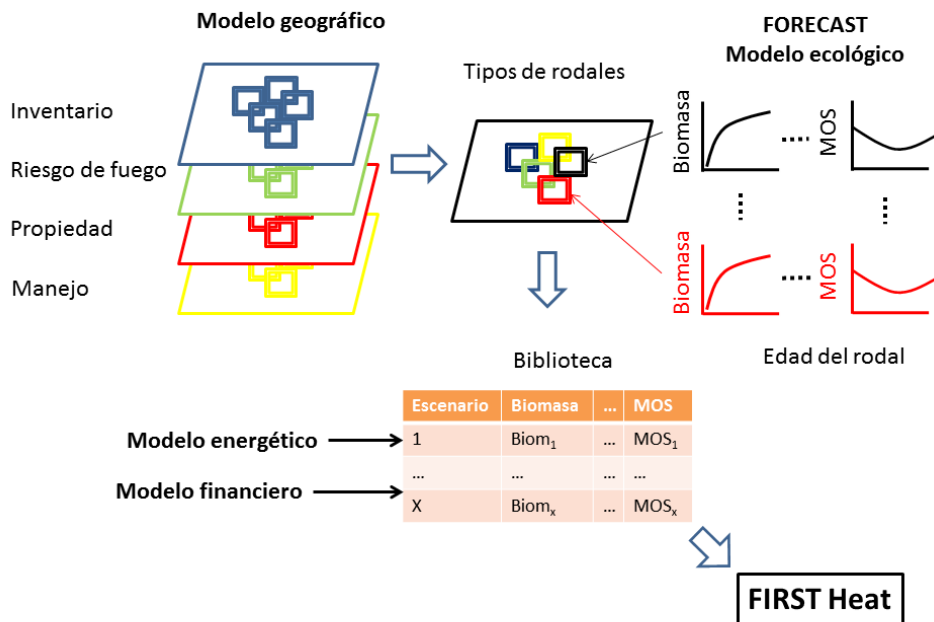


Figura 6. Esquema de la unión entre modelos utilizadas en la creación de la herramienta FIRST Heat™

Se llevó a cabo una revisión documental en cada comunidad para conseguir información sobre los planes locales de protección contra el fuego, recomendaciones de manejo, reconocimientos ecológicos y otra información relacionada. Esta información se usó para designar tres tipos distintos de planes de manejo, basados en la densidad que los rodales deberían tener tras las claras preventivas (de 61 a 286 árboles por hectárea), que corresponden a las distancias entre árboles mínimas y máximas, según las recomendaciones de FireSmart. Otro factor utilizado en la definición de los planes de manejo fue la frecuencia de las acciones para controlar el rebrote en los rodales bajo manejo (cada 5 o 10 años). Estos escenarios fueron simulados con el modelo FORECAST.

FORECAST es un simulador dinámico del crecimiento y manejo de rodales. Una descripción detallada del modelo puede encontrarse en Kimmins et al. (1999), por lo que aquí solo se proporciona un resumen de sus principales características, con una descripción más extensa en el apéndice técnico al final de este capítulo. FORECAST es un modelo híbrido: combina el uso de datos estadísticos de crecimiento y producción (disponibles en tablas de crecimiento, inventarios forestales, parcelas permanentes, etc.) con la simulación de los procesos ecosistémicos clave.

El modelo FORECAST ha sido utilizado en estudios previos para examinar la productividad del suelo (Seely et al., 2010; Wei, Blanco, Jiang & Kimmins, 2012; Blanco, Wei, Jiang, Jie & Xin, 2012; Blanco, 2012a; Wang, Mladenoff, Forrester, Blanco, Scheller, Peckham et al., 2013a), y ha sido evaluado frente a datos de campo para variables de crecimiento, variables ecofisiológicas y variables para varios tipos de bosques de la Columbia Británica (Blanco, Seely, Welham, Kimmins & Seebacher, 2007; Seely et al., 2008, 2010), y otros bosques alrededor del mundo (Bi, Blanco, Kimmins, Ding, Seely & Welham, 2007; Blanco & González 2010a, 2010b; Jie, Jiang, Zhou, Wei, Blanco, Jiang et al., 2011; Xin et al., 2011; Wang, Wei, Liao, Blanco, Liu, Liu et al., 2013b). El uso del modelo FORECAST 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 al crear las condiciones iniciales de la simulación; y 3) simulación del crecimiento de árboles y plantas.

**Calibración del modelo:** Para cada tipo de bosque, se crea un fichero de datos que describen la acumulación de biomasa (componentes aéreos y subterráneos) en los árboles y el sotobosque a lo largo del tiempo para tres lugares con el mismo tipo de bosque pero con diferente fertilidad. Los datos de biomasa de árboles y las tasas de autoaclareo se generan normalmente a partir de datos de altura, diámetro y densidad del rodal, presentes en las tablas de crecimiento y producción creadas por la mayoría de servicios forestales y publicadas para muchas especies en todo el mundo. Para calibrar los aspectos nutricionales del modelo se necesitan datos de la concentración de nutrientes en los distintos órganos de las plantas (tronco, corteza, ramas, hojas y raíces). FORECAST también necesita una estimación de la relación entre la masa de las copas y el grado de sombreado que produce, así como de la respuesta de las hojas a distintos niveles de luz. Por último, son necesarios datos que describan la velocidad a la que se descompone la hojarasca, así como la concentración de nutrientes en la misma.

En este estudio se utilizaron archivos de calibración del modelo que fueron creados durante un proyecto financiado por la Fundación Canadiense para la Innovación. Los datos de biomasa se derivaron de las tablas de crecimiento y producción regionales, combinados con ecuaciones alométricas (relación entre masa y altura o diámetro). De la literatura también se obtuvieron

datos de concentración de nutrientes (Peterson & Peterson, 1992; Wang, Zhong, Simard & Kimmins, 1996; Kimmins, Catanzario & Binkley, 1979), tasas de descomposición (Prescott, Blevins & Staley, 2000; Prescott, Zabek, Staley & Kabzems, 2000), tasas de caída de hojarasca (Kimmins et al., 1979; Li, Kurz, Apps & Beukema, 2003; Peterson, 1988), transmisividad de la luz en la copa (Messier, Parent & Bergeron, 1998; Leifers, Pinno & Stadt, 2002; Comeau & Heineman, 2003), tasas de crecimiento (Leifers et al., 2002; Claveau, Messier & Comeau, 2002; Mailly & Kimmins, 1997). Los valores utilizados en la calibración de los parámetros más importantes pueden consultarse en esos trabajos. En la Tabla A1 del Apéndice se proporciona un listado de los tipos de bosque simulados y de las principales características que definen cada uno de los rodales.

**Inicialización del modelo:** para crear las condiciones de inicio de las simulaciones es necesario simular las condiciones históricas conocidas o la pauta de perturbaciones naturales de los bosques a simular. Este paso es necesario para simular las condiciones del suelo del bosque en el momento del inicio del crecimiento de los árboles. Estas condiciones pueden estar muy afectadas por la historia pasada de incendios forestales y manejo forestal. En la Tabla A2 del Apéndice se proporciona la lista de las condiciones simuladas. Una discusión más detallada de este procedimiento de generación de las condiciones iniciales puede encontrarse en Seely, Welham y Kimmins (2002) y Blanco et al. (2007).

**Simulación del crecimiento de los árboles:** El modelo FORECAST ha sido diseñado para simular una amplia variedad de sistemas silvícolas para poder comparar sus efectos en la productividad del bosque, dinámica del rodal y una larga serie de indicadores biofísicos de otros valores diferentes a la madera. La simulación del crecimiento de los árboles se realiza utilizando ecuaciones que representan los principales procesos ecológicos que intervienen en el crecimiento de las plantas. Estos procesos se simulan por medio de variables tales como tasas de producción y descomposición de hojarasca, curvas de eficiencia fotosintética de producción de biomasa con distintos niveles de luz, y concentración de nutrientes en distintas partes de los árboles (tronco, ramas, hojas, corteza, raíces). Estos procesos incluyen, entre otros (Figura 7):

- *La eficiencia fotosintética* por unidad de biomasa de follaje basada en las relaciones entre biomasa foliar, simulación de la sombra producida por las copas de los árboles y la generación de biomasa, incluyendo la producción de hojarasca y la mortalidad.
- *Requerimientos de absorción de nutrientes* del suelo forestal, basados en las tasas de crecimiento de biomasa y en medidas de campo o datos bibliográficos de la concentración de nutrientes en distintos componentes de la biomasa, los cuales suelen ser distintos en bosques con distinta fertilidad.
- *Medidas de niveles de luz* relacionados con la mortalidad de árboles y ramas, derivadas de datos de densidad del rodal para distintas edades del bosque.

El modelo se calibró para los distintos tipos de bosque presentes en cada comunidad (Tabla A1 del Apéndice). Para cada tipo de bosque se simuló el efecto de las operaciones de manejo comenzando a la edad presente del bosque y durando 50 años. Además de simular los escenarios para las edades dominantes de los bosques de cada comunidad (80-170 años en los bosques maduros de Sicamous e Invermere, y 0-100 años en los bosques jóvenes de Burns Lake), se simularon dos franjas de edad hipotéticas más para cada sitio. Estos escenarios simularon que



el bosque era más viejo o más joven en el momento del inicio de las operaciones de control del riesgo de incendio. El resultado de los 50 años de datos de biomasa de árboles, sotobosque y suelo se unieron a cada polígono representando un tipo de bosque de los mapas SIG de cada comunidad. A partir de estos mapas se calcularon los valores totales de producción de biomasa para tres tipos distintos de zonas bajo manejo: 1) Todos los bosques dentro de los 25 km de cada comunidad, 2) Todos los bosques que están realmente disponibles para planes de manejo a largo plazo (excluyendo zonas de reserva de cualquier tipo), y 3) Todos los bosques con alto riesgo de incendio que están disponibles para planes de manejo a largo plazo. Tras estas simulaciones se creó una biblioteca con 81 valores distintos para todas las combinaciones de zona ecológica, tipo de manejo, edad dominante del bosque, y tipo de área bajo gestión forestal. En esta biblioteca se acumularon datos de distintas variables ecológicas (biomasa de troncos y otras partes aéreas de los árboles, volumen de madera, biomasa del sotobosque, disponibilidad de nutrientes, contenido de materia orgánica del suelo).

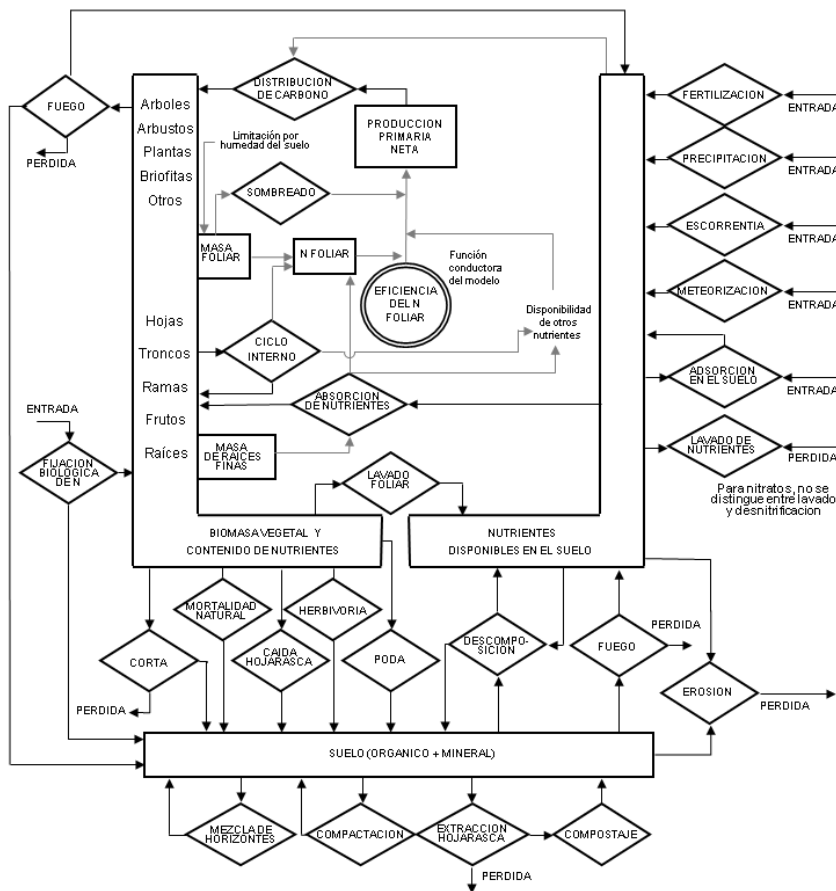


Figura 7. Principales procesos ecológicos implicados en el crecimiento de los árboles y simulados por FORECAST. La biomasa fluye (flechas) entre los distintos compartimentos (rectángulos) del ecosistema a distintas velocidades definidas por los diferentes procesos ecológicos simulados (rombos). Adaptado de Kimmins et al. (1999)

Simulación de la energía generada: Basándonos en los datos de biomasa generada, estimamos la cantidad de energía potencialmente disponible en cada comunidad. Para calcular este dato el usuario debe indicar el tamaño del área que va a estar bajo manejo, además del tipo de área anteriormente definido. Ese valor funciona como un multiplicador de la cantidad de biomasa seleccionada de la biblioteca de valores pregenerados. Tras aplicar el multiplicador se calcula la biomasa anual producida en dos períodos diferentes: el periodo de control inicial de densidad (1-10 años), y el periodo de control del rebrote (11-50 años). El usuario también tiene que proporcionar una serie de valores (o aceptar los valores por defecto) para las variables que definen las siguientes categorías:

- *Energía en la biomasa forestal*: pérdida de biomasa en las operaciones forestales, contenido de energía, especies de árboles, contenido de humedad.
- *Análisis del sistema de calefacción de distrito*: horas de operación, eficiencia de la planta y el sistema de distribución, costes de los edificios, área de caldera, longitud de la red de tuberías, coste de la excavación y tuberías, años de operación.
- *Análisis del ciclo de vida*: vida operacional de la caldera y tuberías, personal para operar el sistema, costes de mantenimiento, precios del combustible.
- *Análisis de emisiones de gases de efecto invernadero*: factores de emisión de toneladas de CO<sub>2</sub> por GJ de energía utilizada en la comunidad.
- *Uso de energía en la comunidad*: fuentes de energía utilizada en la comunidad y uso total de la energía, crecimiento de población.

Con los datos anteriores la herramienta calcula la energía calorífica potencialmente disponible para cada comunidad. Todas las ecuaciones pueden verse en la propia herramienta. La herramienta asume que el sistema utiliza la mejor tecnología probada con emisiones cercanas al gas natural. También asume que hay una única planta de calor diseñada para cubrir la demanda media de calor y suministrando un 80-90% de la demanda total de calor. Otros combustibles se utilizan para cubrir los picos de demanda.

Simulación de los costes e ingresos: Este dato se utilizó para estimar el tamaño de un sistema de calefacción de distrito, y el capital y costes de operación asociados durante 25 años. Calculamos el coste nivelizado de energía (un valor que expresa el coste de energía de un sistema a lo largo de su ciclo de vida y por unidad de energía). El coste nivelizado de energía tiene en cuenta el coste de capital, la tasa de descuento, los años de vida útil del sistema, la producción anual de energía y todos los costes relacionados con la operación y mantenimiento del sistema. Este dato permite comparar el coste de energía de distintos sistemas y combustibles. Las ecuaciones utilizadas para estos cálculos pueden consultarse en el fichero que contiene la herramienta.

## 4.2. Lecciones aprendidas

Siguiendo las recomendaciones de Partners in Protection (2003), los primeros 10 años del plan de manejo se dedicarían a reducir la densidad del rodal en las zonas con riesgo de incendio alto. Para evitar problemas de excesivas roturas y pérdidas de los árboles que quedan en pie tras las claras al reducirse de forma súbita la densidad del rodal, las operaciones de aclarado se diseñan en dos pasos. En el primero se elimina el 50% de los árboles a cortar, y 10 años después, cuando

los árboles en pie se han adaptado a las condiciones de un bosque más abierto, se corta el resto de los árboles. Como consecuencia de esta actuación en dos pasos, durante los 10 primeros años de vida del sistema se genera una gran cantidad de biomasa. Sin embargo, la mayoría de la biomasa está contenida en grandes troncos que pueden tener más valor como madera estructural o para muebles que como astillas o serrín para biomasa.

A pesar de todo, se genera una cantidad suficiente de biomasa procedente de los árboles de menor porte para poder mantener activo el sistema de calefacción de distrito. Por otro lado, el sistema debe ser sostenible no sólo en los primeros diez años, sino a lo largo de toda su vida útil de 25 años. Por lo tanto, el análisis de sostenibilidad económica se hizo utilizando los datos de biomasa generada a partir el año 11, cuando la biomasa generada proviene de las labores de mantenimiento. Después de descontar las áreas no disponibles (por razones de accesibilidad, propiedad, etc.) para el manejo forestal a largo plazo, la cantidad de biomasa generada anualmente en un círculo de 25-km alrededor de las comunidades se estimó que podría estar entre 24.800 a 29.400 toneladas en Sicamous, 29.700 a 38.400 toneladas en Invermere, y 14.600 a 22.000 toneladas en Burns Lake, dependiendo del escenario de manejo. En términos de energía anual, esta biomasa sería equivalente a 211.500 - 250.900 GJ en Sicamous, 232.100 a 300.700 GJ en Invermere, y 113.800 a 172.200 GJ en Burns Lake. La recogida de esa biomasa requeriría de 25 a 67 puestos de trabajo a tiempo completo (dependiendo de las asunciones utilizadas para definir el sistema de calefacción).

Nuestros escenarios también muestran que aplicar distintos niveles de control de densidad, siguiendo los niveles de riesgo de incendios descritos en las directrices FireSmart, no produciría grandes diferencias (ver Figuras A2 a A4 en el Apéndice). Sin embargo, si podrían tener importantes consecuencias ecológicas. Aumentar el nivel de retirada de restos leñosos en los escenarios de manejo intenso (cuando solamente un nivel muy bajo de riesgo de incendio es aceptable) no produce un aumento igual en la producción de biomasa. De hecho, la producción de biomasa podría reducirse si en el escenario de manejo más intenso se extraen más nutrientes del bosque (que estarían en la biomasa retirada), lo que reduciría la productividad del lugar. Este fenómeno sería más importante en las áreas con el crecimiento de los árboles más lento, tales como los rodales en la zona más montañosa alrededor de Invermere, y especialmente en los bosques sub-boreales que rodean Burns Lake. En estos bosques, aplicar un escenario más intensivo de extracción de biomasa podría causar un descenso medio del 22,2% del contenido inicial de materia orgánica en el suelo (Figura 8), lo cual podría causar pérdidas permanentes de fertilidad (Seely et al., 2010). Por otro lado, si se siguen las recomendaciones mínimas de FireSmart (pero que también reducen los niveles de riesgo de incendio de forma significativa) reduciría los niveles de materia orgánica en 11,8% después de 50 años.

Por lo tanto, si el manejo en los bosques con los suelos más sensibles durase más de cincuenta años podría haber una alta probabilidad de tener una pérdida de fertilidad irreversible. Para evitar este problema, las claras intensivas deberían ser evitadas en lo posible, ajustándose el manejo a los requerimientos mínimos para tener el riesgo de incendio bajo control. Estas áreas sensibles a la pérdida de materia orgánica también podrían ser dejadas sin manejo por un tiempo tras el final de la vida operativa del sistema de calefacción de distrito para permitir al bosque recuperar sus reservas de nutrientes (Blanco 2012a). Alternativamente, otras fuentes de combustible como "pellets" de madera o madera reciclada podrían utilizarse durante el tiempo que fuera necesario para sustituir la biomasa proveniente de estas zonas en recuperación.

Por último, no debe olvidarse el componente social de este tipo de proyectos. Durante los últimos diez años ha habido una amplia variedad en la aceptación de las comunidades a los sistemas de bioenergía en todo el mundo, y la Columbia Británica no ha sido ajena a ello. Ha habido respuestas positivas y negativas, con preocupación a nivel local centradas en emisiones de partículas, contaminación y ruido. Durante este estudio no detectamos percepciones negativas en las comunidades estudiadas, aunque algunas estuvieron más interesadas que otras. Para todas ellas, el desarrollo económico y los aspectos de mitigación del riesgo de incendios forestales fueron positivos, especialmente si los planes pueden además incluir estimaciones de la viabilidad medioambiental de estos sistemas.

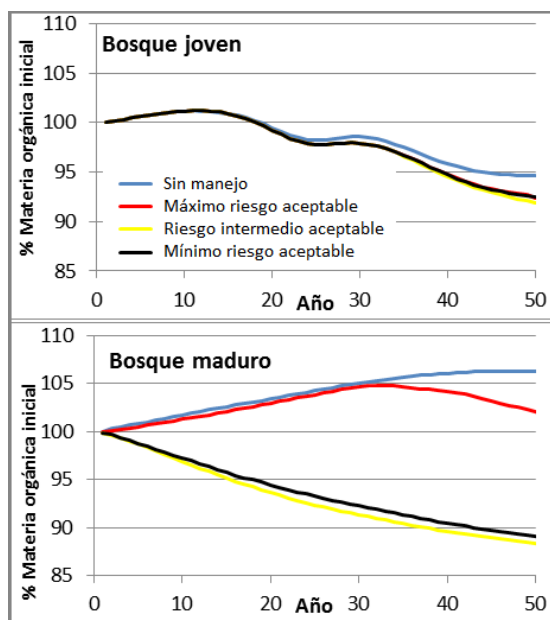


Figura 8. Cambio relativo en el contenido de materia orgánica en el suelo en un bosque joven (panel superior) y un bosque maduro (panel inferior) en la zona sub-boreal alrededor de Burns Lake. Las líneas muestran los efectos de manejo para mantener el riesgo de incendio a distintos niveles, según las recomendaciones máximas, intermedias y mínimas de FireSmart

## 5. Conclusiones y recomendaciones

Las necesidades de energía que podrían ser proporcionadas por los sistemas de calefacción a nivel de distrito serán diferentes en cada comunidad. En la práctica, es probable que sean una proporción pequeña del consumo total de energía de la comunidad, cuando se considera el uso de energía total en edificios y transporte. En cada caso, la proporción dependerá del tipo de sistema propuesto. Éste está unido a muchos factores tales como la densidad de demanda de calor, los costes actuales de la energía, y otros. Un escenario podría contemplar a los edificios conectados al sistema convertirse en la práctica en independientes de los combustibles fósiles (excepto para los sistemas de apoyo en picos de demanda o para casos de averías). Los edificios no conectados al sistema de energía de distrito continuarían utilizando sus combustibles

habituales. Un segundo escenario podría ser que una vez que el reparto de energía y el suministro de biomasa se han establecido y comprendido, otros edificios que no son adecuados para su conexión al sistema de calefacción (porque están demasiado lejos o es demasiado caro conectarlos) implementarían sus propios sistemas independientes de biomasa.

Nuestra investigación ha mostrado cómo la unión de modelos ecológicos, geográficos, financieros y energéticos puede producir estimaciones valiosas del potencial de biomasa disponible para la producción de energía en distintas comunidades rurales. También ha mostrado la posibilidad de unir la gestión para la reducción del riesgo de incendios con la producción de calor de una forma ambientalmente sostenible, siempre que las condiciones locales de productividad y salud del bosque sean tenidas en cuenta. Sin embargo, la herramienta FIRST Heat™, como todos los ejercicios de modelización, incluye varias asunciones ecológicas, financiera y energéticas, y por lo tanto debe ser utilizada únicamente como una prueba del concepto y para obtener unas dimensiones iniciales de la potencialidad de generación de biomasa y energía de una comunidad, pero nunca debería sustituir estudios de viabilidad específicos para unas condiciones concretas, necesarios para planear la puesta en marcha de estos sistemas de distribución de calor.

## Agradecimientos

Queremos agradecer sinceramente la ayuda y apoyo proporcionado por las tres comunidades piloto (Burns Lake, Sicamous, e Invermere) durante cada paso del proyecto. Sin ellos nuestro trabajo no hubiera sido posible. La herramienta FIRST Heat™ la hemos creado para ellos. Esperamos haber cubierto sus expectativas. También agradecemos a Alex Adam y Molly Moshofsky por su esfuerzo durante las primeras etapas del proyecto que contribuyeron al despegue de las ideas que mostramos en este capítulo. Por último pero no menos importante, agradecemos al Pacific Institute for Climate Solutions (PICS) su financiación a través de su programa “Carbon Management in BC Call for Applied Research”. Las actividades descritas aquí fueron financiadas por medio del proyecto PICS “Community Fire Interface Biomass Utilization For Heating Fuel”.

## Referencias

Agren, G.I. (1983). Nitrogen productivity of some conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, 13, 494-500. <http://dx.doi.org/10.1139/x83-073>

Bi, J., Blanco, J.A., Kimmins, J.P., Ding, Y., Seely, B., & Welham, C. (2007). Yield decline in Chinese Fir plantations: A simulation investigation with implications for model complexity. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 1615-1630. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-018>

Blanco, J.A. (2012a). Forests may need centuries to recover their original productivity after continuous intensive management: an example from Douglas-fir. *Science of the Total Environment*, 437, 91-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.082>

- Blanco, J.A. (2012b). Más allá de los modelos de crecimiento: modelos ecológicos híbridos en el contexto del manejo forestal sostenible. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 34, 11-25.
- Blanco, J.A., Zavala, M.A., Imbert, J.B., & Castillo, F.J. (2004). Sostenibilidad del manejo forestal en bosques de *Pinus sylvestris* L. en los Pirineos Occidentales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 18, 39-44. ISSN: 1575-2410; ISBN: 978-84-936854-0-9.
- Blanco, J.A., & González, E. (2010a). The legacy of forest management in tropical forests: analysis of its long-term influence with ecosystem-level model. *Forest Systems*, 19, 249-262.
- Blanco, J.A., & González, E. (2010b). Exploring the sustainability of current management prescriptions for *Pinus caribaea* plantations in Cuba: a modelling approach. *Journal of Tropical Forest Science*, 22, 139-154.
- Blanco, J.A., Imbert, J.B., & Castillo, F.J. (2006). Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the Western Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 237, 342-352. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.057>
- Blanco, J.A., Imbert, J.B., & Castillo, F.J. (2008). Nutrient return via litterfall in two contrasting *Pinus sylvestris* forests in the Pyrenees under different thinning intensities. *Forest Ecology and Management*, 256, 1840-1852. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.011>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-010-9518-2>
- Blanco, J.A., Seely, B., Welham, C., Kimmins, J.P., & Seebacher, T.M. (2007). Testing the performance of a forest ecosystem model (FORECAST) against 29 years of field data in a *Pseudotsuga menziesii* plantation. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 1808-1820. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-041>
- Blanco, J.A., Wei, X., Jiang, H., Jie, C.Y., & Xin, Z.H. (2012). Enhanced nitrogen deposition in south-east China could partially offset negative effects of soil acidification on biomass production of Chinese fir plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 42, 437-450. <http://dx.doi.org/10.1139/x2012-004>
- Brix, H. (1971). Effects of nitrogen fertilization on photosynthesis and respiration in Douglas-fir. *Forest Science*, 17, 407-414.
- Claveau, Y., Messier, C., Comeau, P.G., & Coates, K.D. (2002). Growth and crown morphological responses of boreal conifer seedlings and saplings with contrasting shade tolerance to a gradient of light and height. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 458-468. <http://dx.doi.org/10.1139/x01-220>

Cokcing, M.I., Varner, J.M., & Sherriff, R.L. (2012). California black oak responses to fire severity and native conifer encroachment in the Klamath Mountains. *Forest Ecology and Management*, 270, 25-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.039>

Comeau, P.G., & Heineman, J.L. (2003). Predicting understory light microclimate from stand parameters in young paper birch (*Betula papyrifera* Marsh) stands. *Forest Ecology and Management*, 180, 303-315. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00581-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00581-9)

Dubois, D., Littlejohn, D., Robinson, P., Blanco, J.A., & Flanders, D. (2012). District Heating: A Tool to Protect Communities from Wildfire While Reducing Green House Gases. *International Symposium on Sustainability, 62nd Canadian Chemical Engineering Conference*, Vancouver, BC, Canadá. 14-17 Octubre.

ENVINT Consulting (2011). *An Information Guide on Pursuing Biomass Energy Opportunities and Technologies in British Columbia. Prepared for BC Biomass Network*. Victoria, BC, Canadá.

European Union Commission (2010). *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on sustainability requirements for the use of solid and gaseous biomass sources in electricity, heating and cooling*. SEC(2010) 65, SEC(2010) 66. Brussels, Bélgica.

Flanders, D., Sheppard, S.R.J., & Blanco, J.A. (2009). The Potential for Local Bioenergy in Low-Carbon Community Planning. Smart Growth on the ground: Prince George. *Foundation research Bulletin #4*. Smart growth BC, Vancouver, BC, Canadá.

Green Heat Initiative (2010). *A renewable biomass energy vision for 2025*. Quesnel, BC, Canadá.

de Groot, W.J., Flanningan, M.D., & Cantin, A.S. (2013). Climate change impacts of future boreal fire regimes. *Forest Ecology and Management*, 294, 35-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.027>

Hirsch, K.G., & Fuglem, P. (Eds.) (2006). *Canadian wildland fire strategy: background syntheses, analyses, and perspectives*. Canadian Council of Forest Ministers, Natural Resource Canada, Canadian Forest Service, Northern Forest Centre, Edmonton, AB, Canadá.

Jie, C., Jiang, H., Zhou, G., Wei, X., Blanco, J.A., Jiang, Z. et al. (2011). Simulating the carbon storage of spruce forests based on the FORECAST model and remotely sensed data. *19th International Conference on Geoinformatics, Geoinformatics 2011*. Article number 5981581. 24-26 de Junio de 2011. <http://dx.doi.org/10.1109/GeoInformatics.2011.5981581>

Kimmins, J.P. (2004). *Forest Ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. 3Rd. Upper Saddle River, NJ, EE.UU.: Ed. Prentice Hall.

Kimmins, J.P., Catanzario, J.D., & Binkley, D. (1979). *Tabular summary of data from the literature on the biogeochemistry of temperate forest ecosystems*. ENFOR Project P-8. Natural Resources Canada. Vancouver, BC, Canadá.



- Kimmins, J.P., Maily, D., & Seely, B. (1999). Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecological Modelling*, 122, 195-224. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00138-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00138-6)
- Kimmins, J.P., Blanco, J.A., Seely, B., Welham, C., & Scoullar, K. (2008). Complexity in Modeling Forest Ecosystems; How Much is Enough? *Forest Ecology and Management*, 256, 1646-1658. <http://dx.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*. Londres, Reino Unido: Earthscan Ltd.
- Leifers, V.J., Pinno, B.D., & Stadt, K.J. (2002). Light dynamics and free-to-grow standards in aspen dominated mixedwood forests. *Forestry Chronicle*, 78, 137-145.
- Li, Z., Kurz, W.A., Apps, M.J., & Beukema, S.J. (2003). Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 126-136. <http://dx.doi.org/10.1139/x02-165>
- Maily, D., & Kimmins, J.P. (1997). Growth of *Pseudotsuga menziesii* and *Tsuga heterophylla* seedlings along a light gradient: resource allocation and morphological acclimation. *Canadian Journal of Botany*, 75, 1424-1435. <http://dx.doi.org/10.1139/b97-857>
- Messier, C., Parent, S., & Bergeron, Y. (1998). Effects of Overstory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, 9, 511-520. <http://dx.doi.org/10.2307/3237266>
- National Energy Board, (2004). *The British Columbia Natural Gas Market: An Overview and Assessment*. Calgary, AB, Canadá.
- Oregon Department of Energy, ODE (2003). *Biomass resource assessment and utilization: options for three counties in Eastern Oregon*. Report prepared by McNeil Technologies Inc for Oregon Department of Industry, contract C03057. Salem, OR, EE.UU.
- Pausas, J.G. (2012). *Incendios Forestales*. Madrid: Catarata y CSIC.
- Partners in Protection (2003). *FireSmart: protecting your community from wildfire. Partners in Protection*. Edmonton, AB, Canadá.
- Peterson, E.B. (1988). An ecological primer on major boreal mixedwood species. En: Samoil JK. (ed). Management and utilization of northern mixedwoods. *Can. For. Serv. North. For. Cent. Inf. Rep., NOR-X-296*, 5-12. Edmonton, AB., Canadá.
- Peterson, E.B., Peterson, N.M. (1992). Ecology, management, and use of aspen and balsam poplar in the prairie provinces. *For. Can., Nort. For. Cen., Spec. Rep., 1*. Edmonton, AB, Canadá.

Pojar, J., Klinka, K., & Meidinger, D.V. (1987). Biogeoclimatic ecosystem classification in British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 22, 119-154. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90100-9](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(87)90100-9)

Prescott, C.E., Blevins, L.L., & Staley, C.L. (2000). Effects of clearcutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1751–1757. <http://dx.doi.org/10.1139/x00-102>

Prescott, C.E., Zabek, L.M., Staley, C.L., & Kabzems, R. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1742-1750. <http://dx.doi.org/10.1139/x00-097>

Seely, B., Hawkins, C., Blanco, J.A., Welham, C., & Kimmins, J.P. (2008). Evaluation of a mechanistic approach to mixedwood modelling. *The Forestry Chronicle*, 84(2), 181-193.

Seely, B., Welham, C., & Kimmins, H. (2002). Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *Forest Ecology and Management*, 169, 123-135. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00303-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00303-1)

Seely, B., Welham, C., Blanco, J.A. (2010). Towards the application of soil organic matter as an indicator of ecosystem productivity: Deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. *Ecological Indicators*, 10, 999-1008.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.02.008>

Sheltair (2007). *City of Prince George energy and greenhouse gas management plan*. Prince George, BC, Canadá.

Simpson, J., Jaccard, M., & Rivers, N. (2007). *Hot Air: Meeting Canada's Climate Change Challenge*. Toronto, ON, Canadá: McClelland & Stewart.

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lingren, P.M.F., Ransome, D.B., Bull, J.G., & Ristea C. (2011). Bioenergy or biodiversity? Woody debris structures and maintenance of red-backed voles on clearcuts. *Biomass and Bioenergy*, 35, 4390-4398.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.08.013>

Wang, F., Mladenoff, D., Forrester, J., Blanco, J.A., Scheller, R., Peckham, S., et al. (2013a). Multi-Model Simulations of Long-Term Effects of Forest Harvesting on Ecosystem Productivity and C/N Cycling. *Ecological Applications*. En prensa. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0888.1>

Wang, J.R., Zhong, A.L., Simard, S.W., & Kimmins, J.P. (1996). Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of paper birch (*Betula papyrifera*) in the Interior Cedar Hemlock zone, British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 83, 27-38.  
[http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(96\)03703-6](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(96)03703-6)

Wang, W., Wei, X., Liao, W., Blanco, J.A., Liu, Y., Liu, S., et al. (2013b). Evaluation of the effects of forest management strategies on carbon sequestration in evergreen broad-leaved (Phoebe

- bournei) plantation forests using FORECAST ecosystem model. *Forest Ecology and Management*, 300, 21-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.044>
- Wei, X., Blanco, J.A., Jiang, H., & Kimmins, J.P. (2012). Effects of nitrogen deposition on carbon sequestration in Chinese fir forests. *Science of the Total Environment*, 416, 351-361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.087>
- Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., & Swetnam, T.W. (2006). Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science*, 313, 940-943. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1128834>
- Xin, Z.-H., Jiang, H., Jie C.-Y., Wei, X., Blanco, J.A., & Zhou, G.M. (2011). Simulated nitrogen dynamics for a *Cunninghamia lanceolata* plantation with selected rotation ages. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 28(6), 855-862. ISSN: 1000-5692.

## Apéndice técnico

### Tipos de rodales y salidas gráficas de FIRST Heat

Los tipos de bosques simulados en este trabajo se describen en detalle en la Tabla A1. La Tabla A2 muestra los distintos tipos de ecosistemas simulados para crear las condiciones iniciales de las simulaciones. La Figura A1 muestra la ventana de FIRST Heat que el usuario puede utilizar para introducir los datos de su comunidad y obtener las estimaciones. Las Figuras A2, A3 y A4 muestran los mapas de productividad de biomasa creados para cada una de las localidades de estudio

Tipo de bosque	Área	SI	Edad	BGC	Especie 1	Especie 2	Especie 3			
	10 <sup>3</sup> Ha	m	años	ecotipo	Árboles ha <sup>-1</sup>	Árboles ha <sup>-1</sup>	Árboles ha <sup>-1</sup>			
<b>BURNS LAKE</b>										
Sx B pobre	18,7	11,6	126	ESSF mc	Sx	1190	B	510	-	-
B Pl Sx Pobre	15,6	10,8	137	ESSF mc	B	800	Pl	600	Sx	600
Sx At pobre	88,4	14,8	106	SBS dk	Sx	1600	At	400	-	-
Sx B pobre	67,6	13,1	119	SBS mc	Sx	1050	B	450	-	-
Pl At Sx pobre	44,2	14,4	107	SBS dk	Pl	1020	At	340	Sx	340
At Sx Pl pobre	29,7	15,3	101	SBS dk	At	1500	Sx	900	Pl	600
Pl B pobre	17,2	12,8	135	SBS mc	Pl	1200	B	800	-	-
B Pl pobre	13,7	11,3	140	SBS mc	B	1200	Pl	800	-	-
B Pl Sx pobre	7,8	13,4	113	SBS dk	B	1000	Pl	500	Sx	500
<b>INVERMERE</b>										
Fd Pl Sx pobre	10,1	12,3	156	ESSF dk	Fd	1300	Pl	400	Sx	300
B Sx Pl pobre	5,7	9,0	135	ESSF dk	B	1950	Sx	600	Pl	450
B Pl Sx pobre	4,7	8,5	200	ESSF dk	B	1400	Pl	400	Sx	200
Pl Fd Sx pobre	26,0	11,9	122	ESSF dk	Pl	1500	Fd	300	Sx	200
Sx Pl B pobre	16,4	10,5	182	ESSF dk	S	1080	Pl	450	B	270
Fd Pl Sx medio	6,6	15,5	116	ICH mk	Fd	1200	Pl	900	Sx	900
Fd Pl At pobre	30,9	14,4	103	IDF dm	Fd	1875	Pl	375	At	250
Pl Fd At medio	4,0	15,7	65	IDF dm	Pl	825	Fd	450	At	225
Fd Pl pobre	13,2	13,1	108	IDF xk	Fd	1700	Pl	300	-	-
Pl Fd Sx medo	21,7	16,0	85	MS dk	Pl	1750	Fd	375	Sx	375
Sx Pl Fd medo	8,5	15,5	118	MS dk	Sx	1250	Pl	625	Fd	625
Fd Pl Sx pobre	27,0	14,5	119	MS dk	Fd	2100	Pl	600	Sx	300
<b>SICAMOUS</b>										
Fd Cw Hw medium	62,0	16,7	103	ICH mw	Fd	780	Cw	325	Hw	195
B Sx pobre	50,7	8,5	162	ESSF wc	B	750	Sx	250	-	-
Fd At Cw medium	22,7	17,3	102	IDF mw	Fd	960	At	240	-	-
Sx B pobre	17,8	12,1	150	ESSF wc	Sx	845	B	455	-	-
Fd Cw Hw medium	14,3	16,2	96	ICH wk	Fd	780	Cw	325	Hw	195
Hw Cw Fd pobre	12,8	14,0	150	ICH mw	Hw	780	Cw	325	Fd	195
Cw Hw Fd pobre	10,1	14,1	141	ICH mw	Cw	715	Fd	390	Hw	195
Hw Cw Fd pobre	9,9	14,3	150	ICH wk	Hw	845	Cw	325	Fd	130
Cw Hw Fd pobre	8,1	13,8	173	ICH wk	Cw	780	Hw	390	Fd	130
Ep Fd rico	7,2	18,8	78	ICH mw	Ep	1540	Fd	660	-	-
At Fd Cw rico	4,8	19,1	101	ICH mw	At	1320	Fd	550	Cw	330
Pl Fd medium rico	4,7	18,8	37	ICH mw	Pl	1200	Fd	800	-	-
Sx B Hw pobre	13,1	14,8	99	ICH wk	Sx	1260	B	540	-	-

<sup>1</sup> Códigos de las especies forestales: B: abeto subalpino (*Abies lasiocarpa* (Hooker) Nuttall); Pl: pino logepole (*Pinus contorta* Doug.); At: alamo temblón (*Populus tremuloides* Michx.); Sx: picea híbrida (*Picea engelmannii* x *glauca*); Fd: abeto Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco); Cw: cedro rojo occidental (*Thuja plicata* Donn ex D.Don)

Tabla A1. Tipos de bosque simulados en un radio de 25 km alrededor de cada comunidad tipo. Variables: SI: índice de sitio (altura dominante) a los 50 años. Edad: edad de los árboles. BGC: condiciones iniciales utilizadas para simular cada uno de los tipos biogeoclimáticos, en correspondencia con la clasificación para la Columbia Británica de Pojar et al. (1987). Especie(1-3): densidad inicial de hasta tres especies de árboles presente en cada tipo de bosque

Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales

Ecotipo	SI	Retorno	Ciclos	Especie 1		Especie 2	
	m	años		Árboles ha <sup>-1</sup>	Árboles ha <sup>-1</sup>		
<b>BURNS LAKE</b>							
ESSF mc	<16	150	5	Sx	1000	PI	1000
SBS dk	<16	100	5	Sx	375	PI	1125
SBS mc	<16	150	6	Sx	800	PI	1200
<b>INVERMERE</b>							
ESSF dk	<15	150	6	B	900	S	600
ICH mk	≥15	200	6	Sx	1620	PI	180
IDF dm	≥15	125	7	Fd	1350	At	450
IDF dm	<15	150	6	Fd	1200	At	400
IDF xk	<15	150	9	Fd	1500	At	500
MS dk	≥15	200	7	PI	1100	Fd	1100
MS dk	<15	200	6	PI	1000	Fd	1000
<b>SICAMOUS</b>							
IDF mw	>16	100	12	Ep	1125	Cw	375
ICH wk	≥16	250	6	PI	1620	Sx	180
ICH mw	<16	250	5	Sx	1200	At	300
ESSF wc	<16	200	5	Sx	900	B	600

Tabla A2. Tipos de ecotipos creados como condiciones iniciales para simular los bosques descritos en la Tabla A1, en correspondencia con la clasificación para la Columbia Británica de Pojar et al. (1987). SI: rango de índice de sitio (altura dominante) a los 50 años. Retorno: intervalo entre dos fuegos consecutivos. Ciclos: número de fuegos simulado. Especie(1-1): densidad inicial de hasta tres especies de árboles presente en cada tipo de bosque. Los códigos de los árboles son los mismos que en la Tabla A1

**Fire Interface Rural Screening Tool for Heating (FIRST Heat)**

1 This prefeasibility tool is intended to provide a community with an initial understanding, providing direction for the next phase of investigation.  
 2 Note: all units in metric. All calculations are estimates.

3 **UBC** **Community Energy Association** **green heat INITIATIVE** **Pacific Institute for Climate Solutions**  
 Knowledge. Insight. Action.

7 **Characterize your forest: Select the most similar from the options below**

8 Forest Type: B. IDF: Dry Interior Douglas-fir / pine (like Invermere)  
 9 Forest Age: B. Mature (80-160 years) forest  
 10 Fire Risk Management Level: B. Intermediate tree density  
 11 Management Zone (within 25 km of Community): A. All forest stands within 25 km of community  
 12 Area of Management Zone (km<sup>2</sup>): 10.000

20 **Community Profile (optional)**  
 21 Pop Growth: 0.5%  
 22 Energy Use  
 23 Natural Gas GJ  
 24 Cost of Natural Gas  
 25 Propane GJ  
 26 Cost of Propane  
 27 Heating Oil GJ  
 28 Electricity kWh  
 29 Cost of Electricity  
 30 Heating Oil GJ  
 31 Cost of Heating Oil  
 32 Community energy costs, \$  
 33 Emissions  
 34 Community GHG emissions

35 **Proposed Biomass Heat Systems**  
 36 Biomass systems  
 37 Cost of Biomass (\$/t): 550  
 38 District energy - additional info  
 39 Length of DE Pipe (m): 700  
 40 Energy displaced - sources  
 41 Natural gas: 0%  
 42 Propane: 0%  
 43 Electricity: 0%  
 44 Heating oil: 0%  
 45 Biomass: 0%  
 46 Total (100%): -  
 47 Economics  
 48 Years of DE system use  
 49 Interest/discount rate

46 Denotes Optional Input  
 47 Denotes Mandatory Input

48 **Review / Adjust Assumptions**

49 **PRELIMINARY RESULTS**

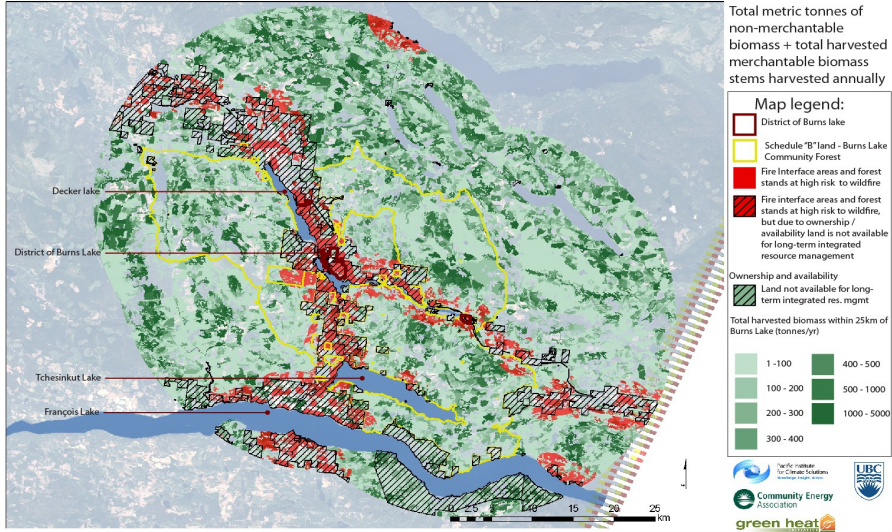
	Yr 1-10	Yr 11-50
<b>BIOENERGY AVAILABLE</b>		
Biomass from fire management	72,511	1,931 t/yr
Biomass available for heating	50,758	1,352 t/yr
Bioenergy available	566,963	15,100 GJ/yr
Current Fossil energy heating use	Needs opt. data GJ/yr	
Available bioenergy as % of community fossil heating	Needs opt. data %	
Proposed bioenergy consumption as % of available	2,66%	100,00% GJ/yr
Potential Annual export revenue (no local bioenergy)	\$2,537,883	\$67,592 \$/yr
<b>Bioenergy considerations</b>	Potential of soil fertility loss in 50 yrs: <b>LOW</b>	
Maximum bioenergy systems size, based on yrs 11-50		
<b>Overview</b>		
Max sustainable thermal output by bioenergy systems	12,835	GJ/yr
Thermal output for corresponding peaking systems	1,426	GJ/yr
Total DH thermal output, inc. efficiency losses	12,583	GJ/yr
Max thermal rated capacity of bioenergy systems	900	kW
Capital Cost - energy systems	\$1,540,000	\$
Jobs from energy systems construction phase	10	FTE's
Jobs at energy systems, from energy systems operation	0.2	FTE's
Jobs from harvesting fuel	1.3	FTE's
\$ spent on biomass by bioenergy systems	\$67,592	\$/yr
Max commercial m <sup>2</sup> heatable by biomass, yrs 11-50	17,521	m <sup>2</sup> /yr
<b>Economics &amp; GHGs</b>		
Levelized Cost of District Heat (natural gas peaking)	\$15.39	\$/GJ
Levelized Cost of District Heat (electricity peaking)	\$16.83	\$/GJ
Levelized Cost of District Heat (propane peaking)	\$16.65	\$/GJ
Levelized Cost of District Heat (heating oil peaking)	\$18.18	\$/GJ
total, \$	% of community	
Annual local energy savings (natural gas peaking)	\$0	Needs opt. data
Annual local energy savings (electricity peaking)	\$55,563	Needs opt. data
Annual local energy savings (propane peaking)	\$57,839	Needs opt. data
Annual local energy savings (heating oil peaking)	\$38,600	Needs opt. data
total, t/yr	% of community	
GHG reduction (natural gas peaking)	614	Needs opt. data
GHG reduction (electricity peaking)	687	Needs opt. data
GHG reduction (propane peaking)	597	Needs opt. data
GHG reduction (heating oil peaking)	562	Needs opt. data

50 Introduction Dashboard Assumptions Input lists Old UI LIBRARY STAND AGE MULTIPLIERS Biomass Available DE System Analysis Energy Cost Compar

Figura A1. Pantalla de usuario de la herramienta FIRST Heat™



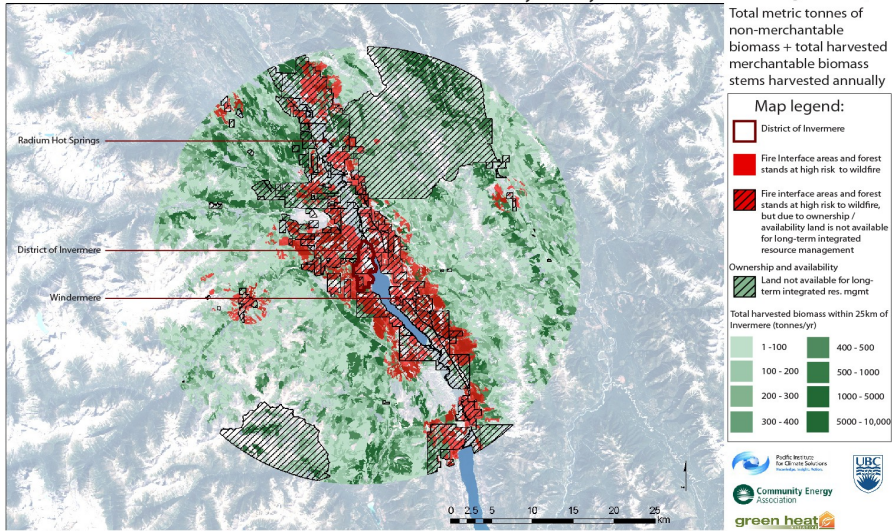
**Burns Lake:** Harvested biomass available annually from years 1-11 (intermediate mgmt scenario)



Study area	Legend	Min. mgmt (tonnes/yr)	Int. mgmt (tonnes/yr)	Max. mgmt (tonnes/yr)	Area under mgmt (Ha)
All forest stands <25km from district of Burns Lake		Year 1-11: 1,263,592 Year 12-50: 18,965	Year 1-11: 1,930,030 Year 12-50: 21,930	Year 1-11: 1,906,916 Year 12-50: 16,197	339,459 Ha
All forest stands <25km from district of Burns Lake excluding land not available for long-term integrated resource management		Year 1-11: 1,121,269 Year 12-50: 17,020	Year 1-11: 1,704,136 Year 12-50: 19,619	Year 1-11: 1,683,845 Year 12-50: 14,553	287,744 Ha
Stands at high risk to wildfire <25km from district of Burns Lake, excluding interface land and land not available for long-term integrated res. mgmt.		Year 1-11: 57,746 Year 12-50: 794	Year 1-11: 94,009 Year 12-50: 964	Year 1-11: 92,918 Year 12-50: 646	12,984 Ha

Figura A2. Mapa de producción de biomasa de Burns Lake

**Invermere:** Harvested biomass available annually from years 1-11 (intermediate mgmt scenario)



Study area	Legend	Min. mgmt (tonnes/yr)	Int. mgmt (tonnes/yr)	Max. mgmt (tonnes/yr)	Area under mgmt (Ha)
All forest stands <25km from district of Invermere		Year 1-11: 1,488,260 Year 12-50: 40,952	Year 1-11: 1,706,168 Year 12-50: 45,441	Year 1-11: 1,616,185 Year 12-50: 51,203	235,298 Ha
All forest stands <25km from district of Invermere excluding land not available for long-term integrated resource management		Year 1-11: 1,048,038 Year 12-50: 29,687	Year 1-11: 1,206,834 Year 12-50: 33,694	Year 1-11: 1,191,635 Year 12-50: 38,421	167,536 Ha
Stands at high risk to wildfire <25km from district of Invermere, excluding interface land and land not available for long-term integrated resource management		Year 1-11: 119,248 Year 12-50: 2,888	Year 1-11: 134,664 Year 12-50: 2,827	Year 1-11: 118,254 Year 12-50: 3,020	8,866 Ha

Figura A3. Mapa de producción de biomasa de Invermere

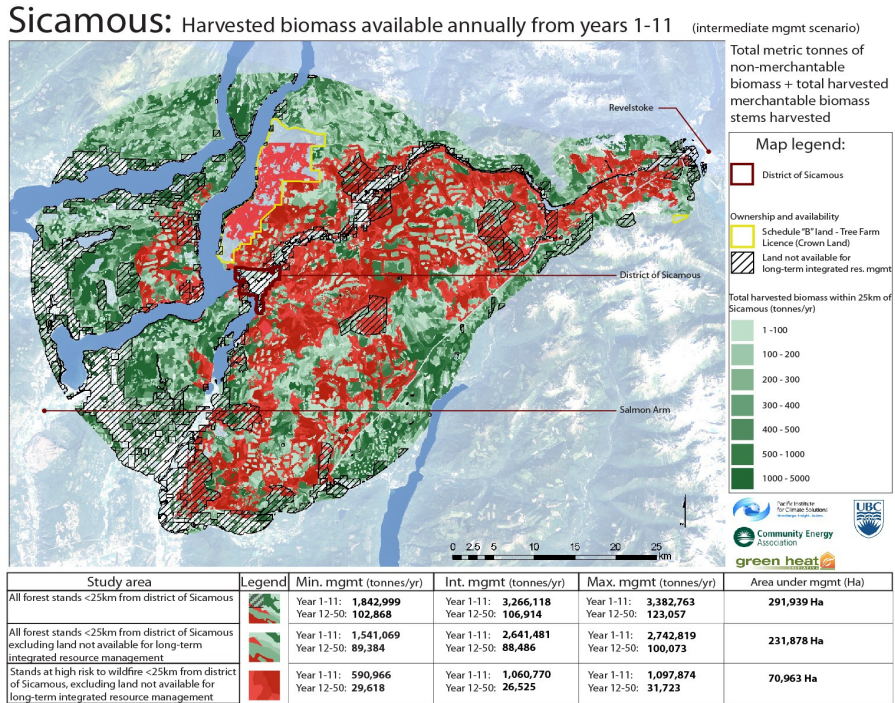


Figura A4. Mapa de producción de biomasa de Sicamous

## Descripción del modelo FORECAST

FORECAST es un simulador no espacial del ecosistema forestal a nivel de rodal y orientado al manejo forestal (Kimmins et al., 1999, 2010). Este modelo ha sido diseñado para simular una amplia variedad de sistemas silvícolas con el objetivo de comparar y contrastar sus efectos sobre la productividad del bosque, la dinámica del rodal y una amplia serie de indicadores biofísicos y valores alternativos a la madera. El modelo utiliza un enfoque híbrido, en el cual datos locales de crecimiento y producción (obtenidos de tablas de crecimiento tradicionales o de estudios de cronosecuencias) 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. Esta información se combina con datos que describen tasas de descomposición, ciclo de nutrientes, competición por luz y otras propiedades ecosistémicas, permitiendo simular el crecimiento del bosque bajo diferentes alternativas de manejo.

### Calibración

El uso del modelo FORECAST se realiza en dos fases, una primera fase de calibración y una fase posterior de simulación y análisis de los resultados. En la fase de calibración se recogen 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, la humedad y los nutrientes en el suelo, la descomposición de la hojarasca y otras condiciones ambientales, estos datos son utilizados para estimar las tasas a las cuales los procesos ecosistémicos clave deben operar para generar los



datos observados en el campo. A continuación, estas tasas calibran internamente las simulaciones de los procesos en FORECAST. La fase de calibración se completa con el establecimiento de las condiciones iniciales de la simulación, que reflejan la historia del uso y las perturbaciones naturales del bosque a simular. En la segunda fase se lleva a cabo la simulación propiamente dicha. El crecimiento anual potencial de la vegetación se deriva de la producción fotosintética de la biomasa foliar. A su vez, la capacidad productiva de una cantidad dada de biomasa foliar se asume que es dependiente de su contenido de nitrógeno, corregido por el grado de sombreado de la masa foliar. Las tasas fotosintéticas están expresadas por kilogramo de biomasa de follaje, ya que se ha comprobado que el contenido de nitrógeno es una mejor medida del funcionamiento del aparato fotosintético (Brix, 1971; Agren, 1983). Por último, una de las características más importantes de FORECAST es su capacidad de simular el cambio de calidad del rodal a lo largo del turno de corta, al tener en cuenta la reducción en la disponibilidad de nutrientes, cambios en las tasas de descomposición, etc. 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.

El crecimiento de la vegetación se lleva a cabo en incrementos anuales. Por lo tanto, para cada especie de planta simulada la producción primaria neta (TNPP) se calcula para cada año según la Ecuación 1.

$$TNPP_t = \Delta biomasa_t + desfronde_t + mortalidad_t \quad (1)$$

Donde  $\Delta biomasa_t$  es la suma del cambio en la masa de todos los componentes de la especie en el tiempo  $t$ ,  $desfronde_t$  es la suma de la masa de todos los tejidos vegetales temporales que se pierden en el año  $t$  (por ejemplo, corteza, ramas, hojas, flores, frutos, etc.), y  $mortalidad_t$  es la masa de las plantas individuales que mueren en el tiempo. Los cambios en la biomasa ( $\Delta biomasa_t$ ) en cada año se derivan de una serie de curvas biomasa-edad creadas con datos empíricos. El desfronde se calcula utilizando valores definidos por el usuario de tasas de desfronde. La mortalidad se deriva de una serie de curvas edad-densidad del rodal creadas con datos empíricos. La mortalidad se calibra a través de dos parámetros: curvas de densidad histórica para distintas edades y la proporción de mortalidad que se debe a factores no interespecíficos.

El modelo también calcula un contenido de N en el follaje corregido por el autosombreado (SCFN), el cual representa la cantidad de follaje completamente iluminado que se requiere para producir la TNPP observada. Para estimar el autosombreado, FORECAST simula la biomasa foliar como una "manta" que cubre el rodal y que está dividida en varias capas de 0.25 m de altura, cada una de ellas cada vez más oscura desde la parte más alta a la más baja del dosel arbóreo. La luz absorbida por cada capa se calcula en base a la biomasa foliar presente en cada año y una curva empírica definida por el usuario que relaciona la proporción de luz total con la masa foliar. Una vez que se ha completado la estimación para un año particular utilizando el método descrito arriba, FORECAST calcula el contenido de N foliar ajustado por los efectos de autosombreado (Ecuaciones 2 y 3).

$$SCFN_i = \sum_{i=1}^n (FN_{t,i} \times PLSC_i) \quad (2)$$

$$FN_{t,i} = biomasa\ foliar_{t,i} \times concentración\ N\ foliar \quad (3)$$

Donde  $FN_{t,i}$  = masa de N foliar en el incremento  $i$ -ésimo de 25 cm en el dosel arbóreo vivo en el año  $t$ ,  $PLSC_i$  = valor de la curva de saturación fotosintética para el nivel de luz asociado en el incremento  $i$ -ésimo de 25 cm en el dosel arbóreo vivo.  $N$  = número de incrementos de 25 cm en el dosel arbóreo vivo en el año  $t$ . La tasa fotosintética media del follaje en el nivel del dosel arbóreo  $i$  se calcula combinando las intensidades simuladas de luz en el nivel  $i$  con datos de entrada que definen la curva de saturación fotosintética para el tipo de hojas en cuestión (de sol o de sombra). Finalmente, la función “motor” del modelo es el crecimiento potencial de una especie dada en FORECAST es la eficiencia del N foliar corregida por el autosombreado (SCFNE), calculado para cada año ( $t$ ) con la Ecuación 4.

$$SCFNE_t = TNPP_t / SCFN_t \quad (4)$$

Cuando se proporcionan datos describiendo el crecimiento de una especie en sitios de calidad distinta (diferente disponibilidad de nutrientes) se generan curvas para SCFNE durante el paso de la calibración del modelo para sitio.

Para calcular el aspecto nutricional del crecimiento de árboles y plantas, FORECAST necesita datos sobre la concentración de nutrientes en cada órgano de las plantas. Sin embargo, la combinación de limitación de luz y nutrientes al crecimiento de los árboles muchas veces no es suficiente para explicar pautas ecológicas complejas por medio de modelos, por lo que incluir especies del sotobosque es altamente recomendable (Kimmins, Blanco, Seely, Welham & Scoullar, 2008). Por lo tanto, datos similares a los de los árboles pero más simples (por ejemplo, no hacen falta datos de corteza, madera, mortalidad, etc.) se deben proporcionar al modelo para simular este componente del ecosistema. Dependiendo de las especies simuladas, las poblaciones de plantas en el sotobosque se originan a partir de semillas o por medio de reproducción vegetativa (tubérculos o rizomas).

Por último, el usuario debe definir tasas de descomposición para cada tipo de órgano vegetal, y cómo la calidad del sitio puede afectar a estas tasas. La descomposición se simula utilizando un método en el cual componentes específicos de la biomasa aérea son transferidos en el momento de su abscisión a una serie de tipos de hojarasca independientes. Estos tipos de hojarasca se descomponen y cambian de composición química a unas tasas definidas por datos empíricos, procedentes de trabajos de campo o de la literatura. El modelo simula los troncos caídos y los árboles muertos colocando sus valores de biomasa en distintas categorías dependiendo del tamaño inicial en el momento de la muerte del árbol, con tasas de descomposición más lentas para árboles muertos en pie y para troncos de mayor tamaño.

Para simular las condiciones iniciales del ecosistema el modelo se ejecuta en modo set-up, forzando al modelo a imitar los valores de distintas variables observados en el campo (Blanco et al., 2007, Seely et al., 2002). Tras la calibración, estimar las tasas ecológicas históricas y crear las condiciones iniciales, el modelo está listo para simular un escenario particular.

Debido a que FORECAST es un modelo a nivel de ecosistema, los datos necesarios para calibrarlo son más numerosos que en los modelos tradicionales de crecimiento y producción. Se necesitan datos de altura, densidad del rodal, distribución de tamaños dentro del rodal, acumulación de biomasa, concentración de nutrientes en los distintos componentes de la biomasa, entradas de nutrientes en el ecosistema (deposición atmosférica, mineralización), lavado foliar, tasas de

producción de hojarasca, adaptación fotosintética del follaje y otra información variada sobre propiedades físicas o químicas del rodal en una secuencia de lugares que varían en la calidad del sitio. Para más información sobre los datos necesarios para la calibración de este modelo y la sensibilidad del modelo a diferentes variables, consultar Kimmins et al. (1999).

### *Fase de simulación*

Durante la simulación, para cada año, el crecimiento potencial anual (APG) de la vegetación está limitado por la producción fotosintética de las hojas (Ecuación 5). La capacidad productiva de una cantidad dada de biomasa foliar (la tasa fotosintética) se asume que depende del contenido de N en las hojas corregido por el autosombreado en el dosel arbóreo simulado ( $SCFN_t^*$ ).  $SCFN_t^*$  es diferente de  $SCFN_t$  descrito arriba que fue calculado durante la fase de calibrado. Durante la fase de simulación el dosel arbóreo corresponde al del sitio definido por el usuario para el escenario a simular, el cual puede ser diferente de los datos utilizados para calibrar el modelo. Por lo tanto,  $SCFN_t^*$  es un valor particular para cada simulación que se calcula según la Ecuación 5.

$$APG_{(t+1)} = SCFN_t^* \times SCFNE_t \quad (5)$$

Donde  $APG_{(t+1)}$  = crecimiento potencial anual de una especie dada en el año  $t+1$ . Durante la simulación el modelo interpola entre las distintas curvas de SCFNE calculado para sitios de distinta calidad durante la calibración para estimar la curva que corresponde al sitio simulado. La absorción de nutrientes necesaria para soportar el crecimiento esperado ( $APG_{(t+1)}$ ) se calcula en base a las tasas de crecimiento y la concentración de los distintos órganos vegetales.

La disponibilidad de nutrientes se calcula en base a los datos empíricos describiendo los datos de descomposición de hojarasca y humus, cambios en la composición química y la mineralización de nutrientes según la descomposición se produce y el tamaño de los reservorios de nutrientes del suelo mineral y el humus (capacidad de intercambio catiónico CIC y capacidad de intercambio aniónico CIA). Si la disponibilidad de nutrientes para cada año es menor que la requerida para apoyar  $APG_{(t+1)}$ , el crecimiento vegetal se limita por los nutrientes y el crecimiento real es menor que el potencial.

El ciclo de nutrientes en FORECAST se basa en un balance de masas, donde los nutrientes pueden estar en tres reservorios diferentes: 1) la biomasa vegetal, 2) los nutrientes disponibles en el suelo, 3) la materia orgánica del suelo. El "N disponible" en FORECAST se puede asimilar al N intercambiable que está presente durante el año como  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  u otras formas orgánicas lábiles con una tasa de renovación menor a un año. La deposición y fijación de N por briofitas y otros microorganismos se simulan como un flujo constante de N que se incorpora directamente a la solución del suelo y se incorpora en el reservorio de N disponible. El N disponible se calcula simulando consecutivamente cuatro pasos con las distintas entradas y salidas del ciclo biogeoquímico: deposición, fertilización, escorrentía, lixiviación, mineralización e inmovilización (Figura A5). La simulación de cada uno de esos flujos ha sido descrita en detalle por Kimmins et al. (1999) y Blanco et al. (2012). La definición de la fertilidad de sitio basada en la disponibilidad de N asume que la humedad del suelo no es limitante, aunque la inclusión en el modelo del parámetro "máxima biomasa foliar por árbol" está directamente correlacionado con la disponibilidad hídrica del sitio.

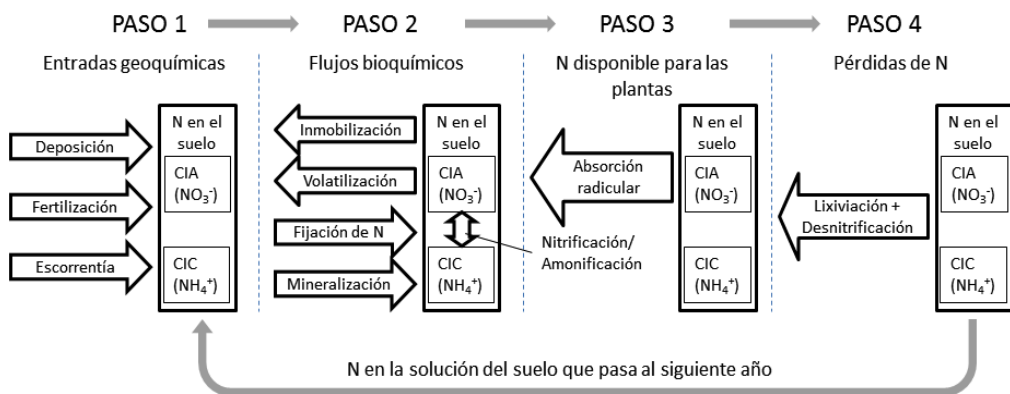


Figura A5. Pasos repetidos de forma consecutiva por FORECAST para calcular la cantidad de N disponible para las plantas y que queda sin utilizar (si es el caso) para el año siguiente de la simulación

Los ciclos de carbono y nitrógeno están unidos a través del uso de la eficiencia de N foliar como la ecuación que sirve de “motor” del modelo. Por lo tanto, una limitación en la cantidad de que los árboles y plantas pueden absorber resultará en una reducción de N foliar, reduciendo la biomasa y por lo tanto el C atmosférico secuestrado por los árboles y plantas.

Siendo un modelo de manejo forestal, FORECAST puede simular una amplia variedad de prácticas silvícolas diferentes, incluyendo fertilización, cortas parciales, podas, aclareos, manejo de rodales mixtos, etc. Perturbaciones como fuego o defoliación por insectos también pueden ser simuladas. Las proyecciones de volumen simuladas por FORECAST están limitadas en última instancia por la producción potencial de las especies incluidas en la simulación y que son descritas en los datos de calibración. El crecimiento y producción en rodales complejos se basa en la simulación del reparto de los recursos limitantes (luz y nutrientes) entre las distintas especies y cohortes de edades simuladas. Las propiedades biológicas de las especies determinan su competencia relativa para la obtención de los recursos limitantes. Una descripción más completa del modelo y más detalles del proceso de calibración puede hallarse en Kimmins et al. (1999), Seely et al. (2002) y Blanco et al. (2007).

