



Los impactos del cambio climático en la sanidad forestal



Descargo de responsabilidad

Esta publicación pertenece a una serie de documentos de la FAO sobre aspectos relacionados con la sanidad y bioseguridad forestal. El cometido de estos documentos es suministrar información sobre las actividades y programas actuales y estimular el debate.

Las designaciones empleadas y la presentación de materiales en esta publicación no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

Los comentarios y sugerencias serán siempre bienvenidos.

Para mayor información se ruega contactar a:

Gillian Allard
Oficial forestal (Protección y sanidad forestal)
División de Ordenación Forestal
Departamento Forestal
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Roma, Italia
Tel.: (+39) 06 5705 3373
Correo electrónico: gillian.allard@fao.org

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a Pierre Bernier y Jacques Régnière, de los Servicios Forestales Canadienses, Recursos Naturales de Canadá, por la revisión de esta publicación y por la valiosa información adicional que ofrecieron. El agradecimiento es también extensivo a Roberto Cenciarelli por la fotografía de la portada y diseño de este documento.

En la portada:

Procesionaria del pino, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Cánceres y derrames de savia del roble de California (*Quercus agrifolia*) causados por la infección denominada muerte repentina del roble (*Phytophthora ramorum*)(Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

El color rojo del follaje es indicativo del ataque del escarabajo descortezador (*Dendroctonus ponderosae*)(Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación**

Documentos de trabajo sobre sanidad y bioseguridad forestal

Los impactos del cambio climático en la sanidad forestal

Beverly Moore y Gillian Allard

Noviembre de 2008

ÍNDICE

1.	Introducción	1
2.	Conocimiento actual y expectativas futuras.....	3
3.	Impactos en los bosques y en el sector forestal.....	7
4.	Impactos en las plagas forestales	11
	4.1. Impactos directos.....	11
	4.2. Impactos indirectos del cambio climático en los árboles huéspedes.....	16
	4.3. Impactos indirectos en la ecología de la comunidad.....	19
5.	Especies de plagas forestales influenciadas por el cambio climático	21
	5.1. Insectos	21
	5.2. Patógenos.....	30
	5.3. Otras plagas	32
6.	Resumen y conclusiones	33
	Bibliografía.....	35

1. INTRODUCCIÓN

El clima mundial está cambiando. Las temperaturas en aumento y los niveles de dióxido de carbono en la atmósfera, al igual que los cambios en las precipitaciones y en la frecuencia y gravedad de los eventos climáticos extremos, son sólo algunos ejemplos de los cambios que se están dando. Estos cambios están impactando fuertemente en los bosques del mundo y en el sector forestal, con temporadas de crecimiento de los cultivos cada vez mayores, cambios en la propagación de las especies de insectos y en la frecuencia de los incendios forestales.

Hoy en día, es de importancia fundamental comprender mejor las relaciones complejas entre el cambio climático, los bosques y las plagas forestales, para garantizar que quienes se ocupan de la ordenación, sanidad y protección forestal se organicen ante las variaciones en la ocurrencia e impacto de las enfermedades por plagas nativas y exóticas.

Esta publicación ofrece un análisis del estado actual del conocimiento sobre los efectos que produciría el cambio climático sobre las plagas forestales y sus repercusiones en la ordenación, sanidad y protección de los bosques. Debido a la investigación, relativamente limitada, que se ha dedicado específicamente a las plagas forestales, se han incluido también algunas plagas no forestales para contribuir a una mejor comprensión de los impactos potenciales del cambio climático sobre la sanidad forestal.

2. CONOCIMIENTO ACTUAL Y EXPECTATIVAS FUTURAS

El clima del mundo está cambiando. Si bien es cierto, existen diferencias climáticas naturales, el cambio atmosférico del que estamos más preocupados se refiere a las alteraciones del efecto invernadero, causadas por la actividad del hombre. EL IPCC (Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático, cuyas siglas corresponden a las del término en inglés), en su Cuarto Informe de Evaluación, concluyó con mayor certeza que el cambio climático mundial es inequívoco y la opinión ampliamente generalizada es que resulta, fundamentalmente, de los efectos de la emisión del dióxido de carbono (CO₂) y otros gases de efecto invernadero (GEI) como el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), producidos por la actividad humana.

Esta conclusión se basa en una buena cantidad de observaciones sobre el clima de la tierra, incluyendo los siguientes aspectos (IPCC, 2007):

- La temperatura de la superficie terrestre aumentó en un valor estimado de 0,74 grados Celsius (°C) durante el siglo pasado. En un período de cincuenta años (de 1956 a 2005) la tendencia al recalentamiento fue casi el doble de la de los últimos cien años (1906–2005). Once de los 12 años, de 1995 a 2006, están entre los más calientes que se haya registrado (desde 1850, cuando se comenzó a calcular suficientemente la temperatura de todo el mundo). El aumento de la temperatura está afectando todo el mundo y es mayor en las latitudes septentrionales más altas. En los últimos 50 años, los días y las noches de frío, al igual que las heladas, se han vuelto menos frecuentes en la mayor parte de las tierras emergidas; mientras los días y noches calientes y las olas de calor se han vuelto más frecuentes.
- Como consecuencia del calentamiento global, se ha reducido la extensión de la nieve y del hielo. Los glaciares de las montañas y la cobertura de nieve se han reducido en promedio en todo el mundo. El área máxima de suelos helados estacionalmente, en el hemisferio norte, se ha reducido en siete por ciento desde 1900, con contracciones durante la primavera de hasta el 15 %. Los datos satelitales, desde 1987, muestran también que la extensión de hielo del océano glacial ártico, durante el verano, se ha reducido en más del 20 por ciento.
- Desde 1961, los océanos del mundo han estado absorbiendo más del 80 % del calor agregado al clima, causando la expansión de las aguas y contribuyendo, por lo tanto, al incremento en el nivel del mar. Esta expansión ha sido la causa principal del incremento en el nivel del mar entre 1993 y 2003. El derretimiento de los glaciares y las pérdidas producidas por el deshielo en los casquetes glaciares de Groenlandia y de la Antártica contribuyen también al incremento actual en el nivel del mar. Desde 1975, la frecuencia de niveles del mar extremadamente mayores, ha crecido en una buena cantidad de sitios de todo el mundo.
- De 1900 a 2005 se han observado precipitaciones significativas en las regiones orientales de las Américas meridional y septentrional, Europa del norte y Asia central y septentrional. En muchas áreas se ha incrementado la frecuencia de eventos de precipitaciones abundantes. Por el contrario, las precipitaciones han disminuido en las zonas del Sahel, del Mediterráneo, del sur de África y en partes del Asia meridional. Las sequías se han vuelto más prolongadas e intensas en todo el mundo y han afectado áreas cada vez más extensas desde la década de 1970, sobre todo en las zonas tropicales y subtropicales.

- Se han observado evidencias del incremento de intensidad en las actividades ciclónicas de las zonas tropicales del Atlántico norte desde 1970, aproximadamente, y hay indicios de incrementos de actividades similares en otras regiones.

Pronósticos para el futuro

El IPCC ha realizado una serie de pronósticos sobre los cambios climáticos futuros (IPCC, 2007). Se prevé un calentamiento que ronda los 0,2 °C por década en los próximos veinte años; los pronósticos de temperaturas más allá de este período dependen de las perspectivas específicas de emisiones. Incluso si todas las concentraciones de los GEI y aerosoles se mantuvieran constantes al nivel del año 2000, se esperaría un calentamiento ulterior por el orden de 0,1 °C por década. El gradiente total del aumento de la temperatura previsto, basado en seis expectativas de emisiones, es de 1,1 a 6,4 °C para finales del siglo. El mejor rango estimado de incremento de temperatura previsto, que se extiende del punto medio de la perspectiva menor de emisión hasta el punto medio de la perspectiva mayor de emisión, es de 1,8 a 4,0 °C a finales del siglo. Es muy probable que las emisiones continuas de GEI en, o por encima de, los índices actuales causarían un calentamiento ulterior e induciría muchos cambios en el sistema climático mundial durante el siglo XXI, que serían mayores de los que se han observado durante el siglo XX.

Desde el punto de vista geográfico, la tendencia al calentamiento prevista para el siglo XXI se presume similar a las tendencias observadas en las últimas décadas, por lo que se espera un mayor incremento en las temperaturas sobre las zonas de mayor latitud septentrional, y un aumento de menores dimensiones en los mares del sur (cerca de la zona antártica) y en la parte septentrional del Atlántico norte. Es muy probable que se observen, con mayor frecuencia, incidentes de calores extremos, olas de calor y precipitaciones abundantes. Es muy probable, además, un aumento de las precipitaciones en las latitudes elevadas, mientras se observarán probables disminuciones en muchas regiones subtropicales, por ejemplo en la República Árabe de Egipto. También es posible que los ciclones tropicales futuros (tifones y huracanes) se vuelvan más intensos, con ráfagas máximas de velocidad de los vientos y precipitaciones más abundantes asociadas con el calentamiento de los mares tropicales. Se prevé una contracción del área de cobertura de nieve y se prevén aumentos generales en el descongelamiento de la mayor parte de las regiones permagélidas; así como, además, una reducción en los mares glaciares del Ártico y Antártico. En algunos pronósticos, el hielo del mar Ártico podría desaparecer casi completamente, a finales del verano, hacia finales del siglo XXI. Cambios de esta magnitud producirían la desaparición de los climas terrestres existentes (sobre todo en América del Sur, África y Siberia) y la subsiguiente aparición de climas nuevos (sobre todo en los trópicos), que afectarían del 10 al 40 % de la masa terráquea del globo (Williams, Jackson y Kutzbach, 2007).

Los cambios climáticos están impactando en los ecosistemas del mundo y se calcula que la magnitud de estos impactos crecerá a la par de las temperaturas, durante todo el siglo. Muchas especies y ecosistemas posiblemente no se adaptarán a los efectos del calentamiento mundial y a las alteraciones correspondientes –tales como inundaciones, sequías, fuegos arrasadores y brotes de insectos– agravadas por otros factores de estrés, a saber, cambios en las prácticas de utilización de tierras, sobreexplotación de los recursos, contaminación y fragmentación de los sistemas naturales. Si la temperatura promedio del mundo aumentara más de 1,5 °C a 2,5 °C, se calcula que del 20 al 30 % de las especies de plantas y animales se expondría a enormes riesgos de extinción (IPCC, 2007). También se presagian cambios sustanciales en la estructura y función de los ecosistemas, en las interacciones ecológicas entre especies y en el

ámbito geográfico, con consecuencias enormemente negativas para la diversidad biológica y para los bienes y servicios del ecosistema (Lewis, 2006; IPCC, 2007).

3. IMPACTOS EN LOS BOSQUES Y EN EL SECTOR FORESTAL

El cambio climático –en particular el aumento continuo de la temperatura y los niveles cada vez mayores de dióxido de carbono en la atmósfera, al igual que las variaciones en las precipitaciones y en la frecuencia de eventos climáticos extremos– está produciendo enormes impactos en los bosques y en el sector forestal de todo el mundo. Un sondeo de opiniones sobre los ecosistemas forestales, realizado por un grupo de científicos y expertos de renombre internacional, indica que mientras los principales impactos climáticos previstos son inequívocos, hay menor concordancia entre expertos, en general, sobre muchos otros cambios (Morgan, Pitelka y Shevliakova, 2001).

Productividad y sanidad

La productividad forestal y la diversidad de especies aumentan, característicamente, a la par del incremento de la temperatura, de las precipitaciones y en la disponibilidad de sustancias nutritivas, aunque las especies pueden ser diferentes en cuanto a su tolerancia (Das, 2004). Como factores clave de regulación de muchos procesos biogeoquímicos de la tierra –respiración de los suelos, descomposición de la cubierta vegetal muerta, mineralización y nitrificación del nitrógeno, desnitrificación, emisiones de metano, dinámicas de crecimiento de las raíces, productividad y capacidad de absorción de sustancias nutritivas de las plantas– los cambios en la temperatura alterarán drásticamente y de muchas formas, con mucha probabilidad, las dinámicas de los ecosistemas forestales (Norby *et al.*, 2007). Los impactos de las temperaturas elevadas, sobre los árboles y las plantas, cambiarán con el pasar de los años ya que el calentamiento puede relajar los factores de estrés de las plantas durante períodos más fríos e incrementarlos durante los períodos más calientes (Garrett *et al.*, 2006).

En Alaska central, la degradación del permafrost es difundida y está produciendo rápidamente grandes cambios en el ecosistema desde los bosques de abedul hasta los terrenos pantanosos y ciénagas (Jorgenson *et al.*, 2001). Se ha reportado también la degradación del permafrost en el Canadá occidental, como consecuencia del calentamiento, donde las ciénagas forestales se están convirtiendo en pantanales pobres y carentes de bosques, como consecuencia del aumento en el nivel de las aguas (Vitt, Halsey y Zoltai, 2000). El enebro amarillo (*Chamaecyparis nootkatensis*), de norma una especie sumamente resistente y con capacidad de recuperación, está desapareciendo en unas 200 000 ha de Alaska y de Canadá, ya que el derretimiento temprano, en la primavera, expone las raíces poco profundas a quiebres y muerte producidas por la congelación de primavera (Hennon y Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

La disponibilidad de humedad en los bosques se verá fuertemente afectada por los cambios tanto en las temperaturas como en las precipitaciones. Las temperaturas más cálidas producen mayores pérdidas de agua por evaporación y evapotranspiración y pueden reducir también la capacidad de las plantas de hacer un uso más eficiente del agua (Mortsch, 2006). Las estaciones más cálidas, cada vez más prolongadas, pueden intensificar estos efectos, aumentando los factores de estrés por humedad y sequías. Estas condiciones pueden disminuir el crecimiento y afectar la sanidad de los árboles aunque la gravedad de los impactos depende de las características de los bosques, de las estructuras de clases de edad y de la profundidad y tipo de los suelos (Mortsch, 2006). Las plántulas jóvenes (p. ej., las de semillero o los arbustos jóvenes) son particularmente vulnerables, mientras los árboles más grandes, con sistemas de raíces más desarrollados y mayores depósitos de sustancias nutritivas y carbohidratos tienden a ser menos vulnerables a las sequías, aunque estén siendo golpeados

por afectaciones más graves. Los árboles y plantas de raíces poco profundas, al igual que las especies arbóreas que crecen en suelos poco profundos, son más vulnerables ante el déficit hídrico. Los árboles con raíces profundas pueden absorber el agua de mayores profundidades y, por lo tanto, no están tan expuestos a estrés hídrico. Los factores de estrés causados por la humedad y la sequía pueden impactar también en la sanidad forestal, aumentando la vulnerabilidad ante alteraciones tales como parásitos de insectos, agentes patógenos e incendios forestales.

El álamo temblón falso (*Populus tremuloides*) del Canadá occidental ha mostrado una disminución en su productividad y muerte regresiva tras las graves sequías en 2001–2003, con efectos que se han manifestado durante años (Hogg, Brandt y Michaelian, 2008). El aumento de la muerte regresiva ha sido agravado por ataques de insectos defoliadores, lignívoros y patógenos (Hogg y Bernier, 2005; Hogg, Brandt y Michaelian, 2008). Se ha observado una disminución de terrenos inclinados y la sustitución del rodal de hayas (*Fagus sylvatica*) en el borde inferior de los bosques en España y otros países del sur de Europa, como consecuencia de las sequías (Jump, Hunt y Peñuelas, 2006). En Italia, España y Portugal los robles autóctonos están disminuyendo debido al calentamiento, a las sequías o a las especies *Phytophthora*, y en España, los *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, y *P. pinea* han estado mostrando decadencia y muerte regresiva (Resco de Dios, Fischer y Colinas, 2007).

Los mayores niveles atmosféricos de CO₂ producen altos índices de crecimiento y un uso más eficiente del agua en las plantas y árboles siempre que haya una suficiente cantidad de otros factores, tales como el agua y las sustancias nutritivas (p. ej., nitrógeno, fósforo, azufre y algunos micronutrientes). Se ha observado, sin embargo, que este efecto positivo disminuye al aumentar las concentraciones (Stone, Bhatti y Lal, 2006). Sin embargo, las instalaciones actuales para el enriquecimiento del carbón del aire libre han demostrado un incremento continuo del 23 %, durante varios años, con un enriquecimiento de 175 ppm sobre una concentración de 375 ppm de CO₂ (Norby *et al.*, 2005). Los niveles elevados de dióxido de carbono pueden inducir cambios en la estructura de las plantas y mayores diámetros en los troncos y ramas (Garrett *et al.*, 2006). Es importante poner en evidencia que la reacción de las plantas al enriquecimiento del CO₂ puede ser diferente de especie a especie y en relación con las condiciones ambientales que probablemente producen cambios sustanciales en la composición de las especies y en las dinámicas de los ecosistemas terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). El aumento simultáneo en las concentraciones del ozono al nivel del terreno (O₃) puede disminuir la productividad de los árboles (Karnosky *et al.*, 2005) y aumentar la vulnerabilidad ante agentes patógenos (Karnosky *et al.*, 2002), mientras el N₂O puede aumentar el crecimiento de ecosistemas en condiciones de supresión de nitrógeno, tales como los bosques boreales (Stone, Bhatti y Lal, 2006).

Distribución

Las respuestas coherentes o “rastros” de las especies y comunidades al cambio climático están asociadas típicamente con los cambios en su distribución geográfica, sobre todo en sus extremos latitudinales o altitudinales. En la distribución de las plantas y árboles forestales se prevé cambios en dirección norte o hacia mayores altitudes como respuesta a un clima más cálido (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

En un estudio reciente, Lenoir *et al.*, (2008) compararon la distribución altitudinal de 171 especies de plantas forestales entre dos períodos (1905–1985 y 1986–2005) en Europa occidental, llegando a la conclusión de que el calentamiento del clima había producido un cambio ascendente en la disposición de las especies en tierras altas (altitud de máxima

probabilidad de presencia), con promedios de 29 m por década. Este estudio demostró que el cambio climático afecta no solamente el ámbito de las especies en sus rangos de distribución, sino también el núcleo espacial del ámbito distribucional de las especies arbóreas (Lenoir et al., 2008). Se observó que las especies más veloces en reubicarse eran aquellas de ciclos de vida más breves y de ciclos de producción más rápidos (tales como las hierbas, helechos y musgos); por su lado, los árboles y arbustos con ciclos de vida mayores no mostraron cambios/desplazamientos significativos y, por lo tanto, son objeto de mayores amenazas por los impactos del cambio climático debido a que no se pueden adaptar a las condiciones locales con la suficiente rapidez para reasentarse. Estos cambios en la distribución, sin duda alguna, producirán ecosistemas forestales muy diferentes de los que logramos observar en la actualidad. Un estudio similar, en 25 montañas de Suiza, ofreció ilustraciones sobre el hecho de que la flora alpina se ha estado extendiendo hacia las cimas desde 1940 (Parmesan, 2006). Este movimiento ascendente de los árboles se ha observado también en Siberia, en las montañas rocosas canadienses y en Nueva Zelanda; y se han observado desplazamientos hacia el norte en Suecia y en el Canadá oriental (Parmesan, 2006). Los bosques higrofiticos nubosos, de altas elevaciones en las zonas tropicales, están mostrando también señales de desplazamiento hacia mayores altitudes, aunque no todos los componentes de estos ecosistemas parecen estar dejando rastros (Jones *et al.*, 2008).

El ritmo de estos cambios, sin embargo, no será determinado solamente por las temperaturas, sino que dependerá de una buena cantidad de factores, por ejemplo, el índice de dispersión de las semillas en nuevas regiones que son aceptables desde el punto de vista climático (con condiciones de humedad propias, características del suelo y disponibilidad de sustancias nutritivas), la posible intervención del hombre para promover el movimiento de las especies y cambios en los regímenes de perturbación (Shugart, Sedjo y Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Alteración en el bosque

Los bosques están sujetos a una gran cantidad de perturbaciones que, a su vez, están enormemente afectadas por el clima. Las perturbaciones tales como el fuego, sequías, deslizamientos, invasiones de especies, brotes de insectos, enfermedades y tormentas (huracanes, tormentas convectivas y tormentas de hielo) influyen en la composición, estructura y función de los bosques (Dale *et al.*, 2001). Se presume que el cambio climático impactará en la vulnerabilidad de los bosques ante las perturbaciones y afectará también la frecuencia, intensidad, duración y ritmos de las perturbaciones mismas. Por ejemplo, el aumento de materiales combustibles, mayores temporadas de exposición a incendios y la incidencia de condiciones ambientales de incendios más extremos, como consecuencia del cambio climático, se supone incrementarán la actividad de incendios en los bosques (Mortsch, 2006). El cambio climático afectará también las dinámicas de las perturbaciones de las plagas forestales autóctonas, de insectos y patógenos, facilitando al mismo tiempo el establecimiento y la difusión de las especies extranjeras.

Estos cambios en las dinámicas de las perturbaciones, además de los impactos directos del cambio climático sobre los árboles y los ecosistemas forestales, pueden tener efectos devastadores sobre todo por las relaciones complejas entre el clima, los factores de perturbación y los bosques. Cada una de estas perturbaciones puede aumentar la vulnerabilidad de los bosques ante otras perturbaciones. Por ejemplo, los bosques de pinos centroamericanos han sido infestados por los barrenillos, principalmente por los escarabajos del pino sureño (*Dendroctonus frontalis*) en asociación con otras especies de *Dendroctonus* y barrenadores, después de los daños causados por el Huracán Mitch de 1998. El brote de estos insectos causó una mortandad ulterior en estos árboles, aumentando la disponibilidad de

materiales inflamables en todos los bosques de la región, agrandando a su vez el riesgo de incendios inminentes (mayores detalles en el Capítulo 5). Las previsiones sobre los impactos futuros del cambio climático en los factores de perturbación de los bosques, se vuelven más difíciles al tomar en cuenta estas interacciones.

El sector forestal

Todos estos impactos en los árboles y bosques, sin lugar a dudas, producirán impactos generalizados en el sector forestal. Los cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales y bosques plantados (debido a los cambios en las temperaturas y a los regímenes de las precipitaciones) y los eventos extremos y desastres (huracanes, sequías, incendios y enfermedades) producirán impactos negativos en la función productiva de los ecosistemas forestales que, a su vez, repercutirán en las economías locales (FAO, 2005). Los modelos de producción y comercialización de los productos forestales se verán alterados por las especies que crecerán más competitivamente en regiones de mayores altitudes y latitudes. Por el contrario, los mercados se podrían saturar debido al aumento de la mortalidad arbórea producida por infestaciones de plagas, tal y como se ha experimentado con el escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) en las montañas canadienses. La disminución de los servicios de los ecosistemas forestales –especialmente la regulación del ciclo del agua, la protección del suelo y la conservación de la diversidad biológica– como resultado del cambio climático, puede significar el aumento de la vulnerabilidad social y ambiental.

Mientras con probabilidad el cambio climático incrementará la producción maderera y abatirá los precios del mercado, en general, el aumento de la producción no se dará de manera uniforme en todo el mundo; algunas áreas experimentarán condiciones mejores que otras (Pérez-García *et al.*, 2002). Por ejemplo, los bosques de baja productividad debido a las sequías probablemente experimentarán ulteriores disminuciones en la productividad, mientras las áreas donde la temperatura limita la productividad podrían salir beneficiadas por el aumento de la temperatura.

4. IMPACTOS EN LAS PLAGAS FORESTALES

Se prevén variaciones en los modelos de perturbación, en un entorno de cambios climáticos producidos por las plagas forestales (insectos, agentes patógenos y otras plagas) como resultado del aumento de las temperaturas, cambios en las precipitaciones, acentuación de la frecuencia de las sequías y mayores concentraciones de dióxido de carbono. Estos cambios tendrán un papel fundamental en la transformación de los bosques y el sector forestal del mundo.

Hay evidencias en los registros fósiles de que los episodios históricos de rápidos calentamientos globales estuvieron siempre acompañados por mayores niveles de insectos herbívoros (Currano *et al.*, 2008). Estas evidencias, al igual que las observaciones en los bosques de abedules de Europa del norte (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov y Callaghan, 2008), confirman las previsiones de que se incrementarán las tendencias actuales de presencia e herbívoros (DeLucia *et al.*, 2008).

Se ha observado que los insectos y agentes patógenos responden al calentamiento en todas las formas esperadas, desde cambios en su fenología y distribución hasta influencias en las dinámicas y composiciones comunitarias (Menéndez, 2007). Mientras algunos impactos del cambio climático podrían ser beneficiosos en cuanto a protección de la sanidad forestal (p. ej., el incremento de la mortandad invernal de algunos insectos debido a la cubierta de nieve; la reducción en el desarrollo de las larvas y el aumento de la mortandad durante las sequías), muchos impactos serán enormemente perjudiciales (p. ej., índices acelerados de desarrollo de insectos, expansiones del radio de acción de las plagas) (Ayres y Lombardero, 2000).

El cambio climático puede afectar las plagas forestales y el daño que éstas causan por medio de: impactos directos en su desarrollo, supervivencia, reproducción, distribución y expansión; alteración de la fisiología y defensas del árbol huésped; impacto en las relaciones entre plagas, su medio ambiente y otras especies, por ejemplo, enemigos, competidores y mutualistas.

4.1. Impactos directos

El clima, las temperaturas y las precipitaciones en particular, tienen una influencia enorme en el desarrollo, reproducción y supervivencia de plagas de insectos y agentes patógenos y, como resultado, es altamente probable que estos organismos se vean afectados por cualquier cambio en el clima. Por su naturaleza de organismos de sangre fría, los insectos y agentes patógenos forestales pueden responder rápidamente a sus ambientes climáticos, impactando directamente en su desarrollo, supervivencia, reproducción y expansión. Con sus tiempos de reproducción cortos, alta movilidad y altos índices de reproducción, es probable que respondan con mayor rapidez al cambio climático que los organismos con ciclos mayores de vida, tales como las plantas y mamíferos superiores (Menéndez, 2007) y, por lo tanto, sean los primeros en predecir los cambios climáticos.

El impacto del cambio climático en la frecuencia e intensidad de los brotes de insectos es menos evidente, principalmente porque no hay suficientes datos a largo plazo para realizar los análisis correspondientes. Hay evidencias de que los brotes de polillas de las yemas en los alerces (*Zeiraphera diniana*) de Suiza se han detenido esencialmente en los últimos 30 años (Esper *et al.*, 2007) mientras, por el contrario, los brotes del tórtix de las yemas de las piceas (*Choristoneura fumiferana*) en el Canadá oriental parecen haber aumentado en frecuencia y en gravedad en los últimos 200 años, aunque no está claro el papel que podría tener el cambio climático al respecto (Simard, Morin y Lavoie, 2006).

Fisiología

La influencia del clima en los insectos puede ser directa (como factor de mortalidad) o indirecta (influyendo en el índice de crecimiento y desarrollo). Ya se empieza a disponer de alguna información sobre los impactos del aumento del CO₂, y del O₃, pero sólo para medios ambientes específicos (p. ej., Karnosky *et al.*, 2008) y sólo información parcial es disponible sobre el cambio en los niveles de rayos ultravioleta B (UVB) y en los regímenes alterados de las precipitaciones. Por estas razones, esta publicación se concentrará en los impactos de la temperatura. La temperatura se considera el factor más importante del cambio climático que influye en la fisiología de las plagas de insectos (Bale *et al.*, 2002). Las precipitaciones, sin embargo, pueden ser un factor muy importante en la epidemiología de muchos agentes patógenos que dependen de la humedad para su propagación, tales como el hongo que daña los ramillos y acículas de los pinos (*Mycosphaerella pini*).

La magnitud de los impactos de la temperatura en las plagas de insectos cambiará entre especies, dependiendo de su medio ambiente, historia de vida y capacidad de adaptación. Las especies flexibles que son polífagas, ocupan diferentes tipos de hábitats en una amplia gama de latitudes y altitudes, y muestran alta plasticidad fenotípica y genotípica, tienen menor probabilidad de ser afectadas negativamente por los cambios climáticos que las especies que se establecen en nichos estrechos en ambientes extremos (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

En el Reino Unido muchas especies de mariposas especialistas están disminuyendo su abundancia, especialmente las especies de las superficies forestales; muchas especies de las praderas acuáticas y algunas especies generalistas están aumentando (Thomas, 2005). Tres cuartos de las 46 especies de mariposas inglesas han disminuido debido a pérdidas de hábitat en el borde septentrional de su ámbito de acción; el 38 % de las especies especialistas está disminuyendo, mientras el 50 % de especies generalistas móviles (plagas) está aumentando (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) ilustraron la importancia del aumento del clima y de la pérdida de hábitats, al enfrentar las extinciones locales de las especies de mariposas septentrionales en la zona norte del Reino Unido, en las décadas recientes.

El aumento de las temperaturas de verano generalmente acelera el índice de desarrollo de los insectos y aumenta su capacidad reproductiva, mientras las temperaturas más altas en invierno pueden aumentar la supervivencia invernal (Ayres y Lombardero, 2000; Logan, Régnière y Powell, 2003). Tal vez el mejor ejemplo de estos impactos es el del escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) que ha llegado a proporciones epidémicas en el Canadá occidental durante varios años. En los años sucesivos de inviernos no muy fríos disminuyó la mortandad en las épocas de hibernación, lo que generó una destrucción masiva de los pinos de la región, particularmente de los pinos torcidos (*Pinus contorta*). La disminución de la capa de nieve, asociada con las temperaturas invernales más altas, pueden también disminuir la supervivencia invernal de muchos insectos forestales que invernan en la cubierta vegetal muerta donde están protegidos por la nieve de las bajas temperaturas potencialmente letales (Ayres y Lombardero, 2000).

El impacto de un cambio en la temperatura será variable en dependencia de las zonas climáticas. En las regiones templadas, se espera que el aumento de las temperaturas disminuya la supervivencia invernal, mientras en muchas regiones del norte, las altas temperaturas aumentarán las temporadas de verano y, por lo tanto, se incrementará el crecimiento y la reproducción (Bale *et al.*, 2002). Debido a un control ambiental más severo y a mayores cambios pronosticados en las temperaturas de las regiones boreales y polares, se espera que los impactos de la temperatura sean mayores en las especies de esas regiones que

en las especies de las zonas templadas o tropicales. (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) observaron que la riqueza de especies de insectos está aumentando en los hábitats frescos del hemisferio norte, aunque están creciendo a ritmo más lento que las mariposas del Reino Unido. Las especies a lo largo de todo el Reino Unido están disminuyendo más rápidamente en el sur, mientras están incrementando las especies cuya distribución se está orientando en dirección sur (Conrad *et al.*, 2004).

Sin embargo, Deutsch *et al.*, (2008) sugieren que, en ausencia de factores de mejoras (tales como migración y adaptación), los mayores riesgos de extinción producidos por el cambio climático se darán en las zonas tropicales. El calentamiento en los trópicos, aunque es menor proporcionalmente, podría causar efectos desastrosos porque los insectos tienen radios de sostenibilidad climática menores comparados con las especies de latitudes altas y ya están viviendo muy cerca de su temperatura óptima (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew y Hughes (2005) no observaron gradientes latitudinales de riqueza de especies hemípteras sobre las acacias de Australia oriental, pero notaron que con el avanzar del cambio climático, un desplazamiento de las especies tropicales hacia mayores altitudes aumentaría la diversidad en las zonas templadas. En los bosques tropicales de Australia del norte, los cambios climáticos están acelerando las extinciones debido a la desaparición de los climas y hábitats, al estar pobladas las montañas de gran biodiversidad por especies endémicas de cortos radios de acción y especializadas (Williams, Bolitho y Fox, 2003). En un estudio sobre la mariposa del espino blanco (*Aporia crataegi*) en las Sierras de Guadarrama de España central, Merrill *et al.* (2008) sugieren que las limitaciones térmicas, y no las interacciones bióticas, restringen la distribución de estos insectos en su borde meridional y señalan que la distribución de las plantas huéspedes puede comprimir tranquilamente los límites fríos de las especies especialistas de las zonas templadas.

Algunas plagas importantes de insectos forestales tienen asociaciones significativas con hongos simbióticos pero hay información limitada sobre la forma en que los cambios climáticos pueden afectar estos simbioses y, por lo tanto, afectar indirectamente las dinámicas de las poblaciones huéspedes. En algunos casos los huéspedes y sus simbioses pueden resultar afectados de la misma forma por el cambio climático mientras, en otros casos, los huéspedes y simbioses pueden ser afectados de forma asimétrica, disociando efectivamente la simbiosis (Six, 2007).

Distribución

El clima tiene un papel fundamental en la definición de los límites de distribución de las especies de insectos. Con los cambios en el clima, estos límites cambian a la par de la expansión de las especies en las altitudes y latitudes más elevadas y desaparecen de las áreas que se han convertido en insostenibles climáticamente (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Estos cambios se están dando en las especies cuyas distribuciones están siendo limitadas por las temperaturas como muchas especies de las regiones templadas y del norte.

Hoy en día resulta muy claro que el desplazamiento del radio de acción de las especies hacia los polos, o hacia las zonas altas, se ha dado en muchos grupos taxonómicos, en una gran variedad de ubicaciones geográficas durante el siglo XX. Parmesan y Yohe (2003) informaron que en más de 1 700 especies del hemisferio norte se habían observado desplazamientos significativos que rondaban los 6,1 km por década hacia los polos (o 6,1 m por década de desplazamiento ascendente).

El ámbito de expansión de muchas especies de mariposas ha sido, en particular, bien documentado. Parmesan *et al.*, (1999) observaron un desplazamiento hacia los polos de 35 a 240 km en 22 de las 35 especies de mariposas europeas no migratorias durante el último siglo. Wilson *et al.* (2005) observaron que los límites inferiores de elevación de 16 especies de mariposas en España central han incrementado su promedio de al menos 212 m en 30 años, aumento atribuido al incremento de 1,3 °C promedio en la temperatura anual. Wilson *et al.* (2007) observaron desplazamientos ascendentes en las colinas de aproximadamente 293 m, en las comunidades de mariposas de la Sierra de Guadarrama de España central, entre 1967–1973 y 2004–2005 como resultado del aumento del clima. Los cambios climáticos pueden debilitar también la asociación entre sostenibilidad climática y sostenibilidad ambiental.

Las plagas forestales también se están manifestando fuera de los ámbitos tradicionales de infestación y en intensidades nunca antes observadas. Algunos ejemplos de especies de plagas forestales que han respondido o se prevé que respondan a los cambios climáticos alterando su distribución son las siguientes:

- Una mayor epidemia del escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) se ha estado esparciendo en dirección norte y ascendente en las altitudes del Canadá occidental (Colombia Británica y más recientemente en Alberta) durante varios años.
- Las temperaturas más calientes han influido en el escarabajo del pino sureño (*Dendroctonus frontalis*) incrementando su radio de presencia en los EE.UU.
- Jepsen *et al.* (2008) documentan amplias evidencias de brotes hacia el norte que incrementan el radio de expansión de dos geométridos (la falena invernal, *Operophtera brumata*, y la mariposa nocturna autumnal, *Epirrita autumnata*) en Escandinavia.
- La oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) se ha expandido enormemente en latitud y altitud por toda Europa.
- La oruga procesionaria de la encina (*T. processionea*) ha cambiado su distribución hacia el norte en Europa en la segunda mitad del siglo XX.
- La roya del grosellero europeo *Melampsora allii-populina* se está desplazando probablemente hacia el norte con el aumento de las temperaturas de verano.
- Para el hongo de las raíces *Phytophthora cinnamomi* se prevé una expansión hacia las regiones más frías de Europa y ha crecido su perjudicialidad con las perspectivas del cambio climático y el aumento de las temperaturas promedio.

La capacidad de respuesta de una especie ante el calentamiento global y su expansión dependen de una cantidad de características de su historia de vida, y se observa una gran variedad de respuestas posibles entre las diferentes especies. Bale *et al.* (2002) observaron que las especies de insectos de rápido crecimiento, sin huevos en diapausa, o las que no dependen de las bajas temperaturas para inducir la diapausa, responderán al aumento de las temperaturas expandiendo su distribución; mientras las especies de crecimiento más lento que necesitan de las bajas temperaturas para inducir la diapausa (p. ej., las especies boreales y de montaña del hemisferio norte) sufrirán enormes reducciones. Las especies de ámbitos restringidos, sobre todo las especies polares y de montaña, sufren mayores contracciones que otros grupos y se consideran en mayor riesgo de extinción debido al cambio climático reciente (Parmesan, 2006). Los cambios de radio de acción pueden ser limitados por factores como la longitud del día o la presencia de competidores, predadores o parasitoides (Walther *et al.*, 2002). Por ejemplo, el radio de expansión de los insectos que necesitan de huéspedes

determinados (especialistas) puede encontrarse limitado debido al menor índice de expansión de sus especies de plantas huéspedes (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001).

Fenología

La fenología es la “puntualidad” en las actividades estacionales de las plantas y animales como el florecimiento o la reproducción. Ya que en muchos casos depende de la temperatura, se puede esperar que la fenología se vea afectada por el cambio climático. Este es uno de los impactos del cambio climático más fáciles de observar y analizar (Gordo y Sanz, 2006) y, desde luego, el más documentado en cuanto a una amplia gama de organismos, desde las plantas hasta los vertebrados (Root *et al.*, 2003). Entre las actividades más comunes a las cuales se puede dar seguimiento y control se incluyen la reproducción temprana o el primer canto de los pájaros, el arribo temprano de las aves migratorias, la aparición temprana de las mariposas, el desove temprano de los anfibios y el brote y florecimiento temprano de las plantas (Walther *et al.*, 2002).

Las evidencias de los cambios fenológicos en numerosas especies de plantas y animales, como consecuencia del cambio climático, son abundantes y en continuo crecimiento (Fitter y Fitter, 2002; Visser y Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). En general, las actividades de verano se han anticipado progresivamente desde la década de 1960 (Walther *et al.*, 2002) y han sido ampliamente documentadas en casi todos los continentes y en los principales océanos, para grupos bien documentados, marinos, de aguas dulces y terrestres (Parmesan, 2006).

Mientras el ciclo de vida de los insectos depende de las temperaturas, se espera que estos ciclos inicien más temprano y el aumento de las temperaturas probablemente facilitará mayores períodos de actividad en ambos extremos de la temporada, siempre que no hayan otras restricciones presentes (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Con el aumento de las temperaturas se supone que los insectos perfeccionarán con mayor rapidez sus etapas larvales y se volverán adultos en menor tiempo. Por esta razón, las respuestas esperadas en los insectos podrían incluir un adelanto en el ciclo de surgimiento de las larvas y de insectos adultos y el incremento en la duración del período de vuelo (Menéndez, 2007). Los miembros del orden lepidóptero son, de nuevo, el mejor ejemplo de estos cambios fenológicos. Se han reportado cambios en la fenología de las mariposas en el Reino Unido, donde 26 de las 35 especies han anticipado su primera aparición (Roy y Sparks, 2000). Salama, Knowler y Adams (2007) reportaron un aumento en la cantidad de variedades de falenas en la red de trampas de Rothamsted y su fenología alterada sugiere que una parte de la responsabilidad se debe al cambio climático. La primera aparición de 17 especies españolas se ha anticipado de 1 a 7 semanas en sólo 15 años (Stefanescu *et al.*, 2003). El 70 % de 23 especies de mariposas en California (EE.UU.) ha experimentado una anticipación de su primer vuelo de aproximadamente ocho días por década (Forister y Shapiro, 2003).

Se han observado también cambios en la fenología (emergencia temprana de adultos y arribo temprano de especies migratorias) también en algunos áfidos del Reino Unido (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo y Sanz (2005) investigaron el impacto climático en cuatro especies mediterráneas de insectos (una mariposa, una abeja, una mosca y un escarabajo) y observaron que todas las especies demostraban cambios en la fecha de su primera aparición en los últimos 50 años, relacionados con el incremento en las temperaturas de verano.

Parmesan y Yohe (2003) calcularon que más de la mitad (59 %) de 1 598 especies investigadas presentaban cambios medibles en sus fenologías y/o distribución en los últimos 20–140 años. También calcularon un aumento promedio de eventos de verano en 2,3 días/década basados en el análisis cuantitativo de las respuestas fenológicas para estas especies. Root *et al.* (2003), en un estudio cuantitativo similar, calcularon una anticipación de 5,1 días por década. Parmesan (2007) investigó la discrepancia entre estos dos cálculos y observó que una vez que se había calculado la diferencia entre los estudios en cuanto a la selección de criterios para la incorporación de los datos, ambos estudios se compaginaban, con una anticipación general en verano de 2,3 a 2,8 días/década, encontrado en el análisis producido. Sin embargo, en este último estudio, la latitud explicaba sólo el 4 % de la variación general de los cambios fenológicos aunque estuvieran estrechamente asociados con la importancia de las tendencias hacia el calentamiento. Esta última observación puede relacionarse con la importancia del cambio climático relativo a la amplitud natural de la variabilidad del clima.

Genéticas de la población

Existe una evidencia cada vez mayor, en la literatura, de que las especies de insectos están cambiando su composición genética en respuesta al cambio climático. Hill, Thomas y Blakeley (1999) presentaron evidencias de que dos especies de mariposas inglesas (una del norte y una del sur), colonizando áreas nuevas durante el proceso de expansión de su radio de presencia, presentaban alas más largas y tórax más anchos que las poblaciones residentes que ya estaban establecidas desde hace mucho tiempo. De la misma forma, Thomas *et al.* (2001) notaron variantes mínimas de alas largas en las mariposas que se estaban expandiendo hacia el margen septentrional.

También se puede alterar la composición fisiológica de las poblaciones. Algunas especies de mariposas con diapausa facultativa (fotoperíodo inducido), Burke *et al.* (2005) reportaron la conversión de un gradiente térmico (elevación) en un desplazamiento gradual en la preponderancia de discretas estrategias de vida univoltina o bivoltina que producían cambios en el fotoperíodo fundamental y en los tiempos de desarrollo, con un corolario de consecuencias sobre los índices de reproducción. Hay evidencias de cambios en las frecuencias alélicas enlazadas a la fisiología del desarrollo en algunos lepidópteros, como resultado del cambio climático (Rank y Dahlhoff, 2002). Sin embargo, Davies *et al.* (2006) pone en evidencia que los cambios conductuales, más que los cambios evolutivos, pueden estar enmarcados en el desplazamiento de las preferencias de hábitats (p. ej., las selecciones termorreguladoras de los sitios de oviposición). Calosi *et al.* (2008), en un estudio de cuatro escarabajos zambullidores europeos, observaron que el rango de tolerancia térmica estaba armonizado con el rango latitudinal de la especie.

Sin embargo, los cambios evolutivos no son omnipresentes y aún es necesaria una buena cantidad de investigación al respecto. El radio actual de expansión hacia el norte de las mariposas polífagas *Polygonia c-album*, en el Reino Unido, no ha sido acompañado por la adaptación fisiológica a nuevos huéspedes o temperaturas (Braschler y Hill, 2007). Estos autores no observaron diferencias evolutivas entre las poblaciones centrales y las periféricas.

4.2. Impactos indirectos del cambio climático en los árboles huéspedes

Los cambios en la temperatura, precipitaciones, concentraciones atmosféricas de CO₂ y demás factores climáticos pueden alterar la fisiología de los árboles de tal forma que afecte su resistencia ante herbívoros y patógenos (Ayres y Lombardero, 2000).

La sequía

La sequía es uno de los principales eventos relacionados con el clima que puede producir rápidos cambios en el ecosistema, ya que afecta la supervivencia propia de las poblaciones arbóreas. Las sequías prolongadas pueden afectar el crecimiento y la sanidad de los árboles, incrementando su vulnerabilidad ante plagas de insectos y patógenos. Una buena cantidad de insectos y patógenos se asocian con árboles sometidos a estrés, por ejemplo el escarabajo *Agrilus* y las especies comunes ampliamente difundidas de *Armillaria* que han sido relacionadas con la disminución del roble (Evans, 2008). Otros han sido limitados por las defensas de los huéspedes en árboles saludables, tales como el escarabajo descortezador del abeto europeo (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

Las sequías también pueden provocar cambios en la fisiología de las plantas y de los árboles que impactarán en las dinámicas de perturbación de las plagas. Las hojas pueden cambiar de color o hacerse más gruesas o ceras, lo que puede afectar su palatabilidad para los insectos (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). La concentración de una buena variedad de compuestos secundarios en las plantas tiende a incrementarse bajo situaciones de estrés hídrico, lo que llevaría también a cambios en la atracción de estas plantas ante las plagas de insectos (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Las sequías moderadas, sin embargo, pueden incrementar actualmente la producción de compuestos defensivos en las plantas y árboles, suministrando posiblemente una mayor protección ante las plagas.

En condiciones de sequía pueden aumentar las concentraciones de azúcar en el follaje, volviéndolo más apetecible a los herbívoros y, por lo tanto, aumentando el nivel de daños (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Se ha observado que el aumento en el contenido de azúcar en el abeto balsámico expuesto a estrés, por ejemplo, estimula la alimentación de ciertas etapas del tótrix de las yemas de la picea (*Choristoneura fumiferana*) y acelera su crecimiento (Mortsch, 2006). Otra ventaja para las plagas forestales es la mayor temperatura de los árboles expuestos a estrés hídrico, que puede ser de 2 a 4 °C, lo que puede beneficiar la fecundidad y supervivencia de los insectos, por ejemplo (Mortsch, 2006).

El impacto de estos cambios en la fisiología de los árboles huéspedes y en su vulnerabilidad produce diferentes respuestas de las especies de plagas. Rouault *et al.* (2006) investigaron los impactos de las sequías y de las altas temperaturas en los insectos forestales y observaron que los descortezadores resultaban influenciados positivamente por las altas temperaturas que aumentaban sus índices de desarrollo y los estrés hídricos prolongados que reducían la resistencia de los árboles huéspedes, mientras los desfoliadores se beneficiaban del incremento del nitrógeno en el tejido de las plantas que tenía que ver con estrés hídrico moderado o intermitente.

Los bosques de pino piñón (*Pinus edulis*), de la zona occidental de los EE.UU., son un buen ejemplo de las interacciones complejas entre la sequía producida por el cambio climático y las funciones de los ecosistemas forestales. Los insectos escama, herbívoros, en el pino piñón, cambia el microclima de los suelos por medio de una mayor captación de aguas y eclosionamiento; la influencia de este microclima es tan extensa como los efectos del cambio climático *per se*. Las falenas herbívoras, por otro lado, no producen esta repercusión en el ecosistema (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb y Whitham (2008) observaron que el pino piñón bajo estrés hídrico alteraba la estructura de la comunidad artrópoda asociada. Con un alto nivel de estrés, la abundancia de esta comunidad se redujo por un factor de 10 y la cantidad de especies se redujo a la mitad, mientras el 73 % de 33 de las especies herbívoras más importantes se beneficiaba de altas cantidades de árboles bajo estrés. Por lo tanto, el

estrés causado por la sequía en este ecosistema, reduce la diversidad biológica e incrementa el nivel de preponderancia de unas pocas especies de insectos.

La extensa variedad natural, espacial y temporal en los procesos forestales vuelve difícil relacionar positivamente la mortandad de los árboles, debido a la sequía con la mayor incidencia de plagas de insectos o daños por hongos patógenos. En estudios recientes sobre el impacto de la sequía en gran escala (y por varios años) sobre el crecimiento y los índices de mortalidad del álamo temblón (*Populus tremuloides*) en Canadá, Hogg, Brandt y Michaelian (2008) no pudieron encontrar relaciones significativas entre la gravedad de la sequía y la defoliación por insectos o las infestaciones de escarabajos descortezadores. Sin embargo, el rigor de la sequía estaba fuertemente relacionado con la disminución del crecimiento total y la mortandad, pero el retraso en la mortandad en los años subsiguientes a la sequía sugirió la presencia de agentes secundarios involucrados en el proceso.

Niveles elevados de dióxido de carbono en la atmósfera

Tal y como hemos ilustrado en el Capítulo 3, los niveles elevados de CO₂ producen mayores índices de crecimiento y eficiencia en el uso del agua en las plantas y árboles. Este incremento en la productividad lleva a menores concentraciones de nitrógeno en los árboles y plantas y al incremento de los índices de relación carbono/nitrógeno y, por lo tanto, la reducción en los valores nutricionales de la vegetación para los insectos (Kopper y Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En respuesta, los insectos pueden incrementar su adquisición de alimentos (y, por consiguiente, el daño a los árboles) en una tentativa de compensar la calidad reducida y de asimilar el nitrógeno necesario (Ayres y Lombardero, 2000). En muchos casos el aumento de la alimentación no es suficiente para que los insectos asimilen sus necesidades nutritivas y, por lo tanto, aumenta la mortandad (Cannon, 1998; Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Este efecto, sin embargo, no ha sido observado constantemente (Holton, Lindroth y Nordheim, 2003), y el mayor crecimiento debido a la creciente cantidad de CO₂ puede, en efecto, hacer más que compensar la defoliación, en algunos casos (Kopper y Lindroth, 2003).

Una concentración elevada en los niveles CO₂ puede producir también cambios en la estructura de las plantas, tales como el aumento y grosor en el área foliar, una mayor cantidad de hojas, una mayor área total de hojas por planta y mayores diámetros en los troncos y en las ramas (Garrett *et al.*, 2006). Con estas condiciones se puede producir también un incremento en las sustancias químicas defensivas (van Asch y Visser, 2007). Estos cambios en la fisiología de los huéspedes podrían también afectar la palatabilidad, aunque los impactos en las plagas son diferentes por especies. Por ejemplo, en condiciones de mayores niveles de CO₂ la mariposa de invierno (*Operophtera brumata*) consume más hojas de robles (*Quercus robur*) debido a la reducción en la dureza/resistencia de las hojas mismas, mientras la lagarta peluda de los encinares (*Lymantria dispar*) exhibe un peso normal de pupación, pero requiere de mayores tiempos para desarrollarse, como resultado de las concentraciones de ácido tánico (van Asch y Visser, 2007).

Deposición de nitrógeno

Las emisiones antropogénicas de contaminantes nitrogenados del aire y su subsiguiente deposición, son parte de los fenómenos más amplios de los cambios globales y pueden producir impactos también en la sanidad forestal. El aumento de los niveles de nitrógeno en las hojas de los árboles y plantas puede incrementar de inmediato la incidencia de una buena cantidad de patógenos (Burdon, Thrall y Ericson, 2006). Por ejemplo, un estudio sueco

observó que las infecciones causadas por el patógeno común *Valdensia heterodoxa*, sobre las *Vaccinium myrtillus* (una planta dominante del sotobosque de las coníferas boreales) han sido estimulados por el incremento en la disponibilidad de nitrógeno, produciendo el cambio prematuro de hojas (Strengbom *et al.*, 2002). Esta defoliación, como consecuencia, ha generado un desplazamiento desde la preponderancia de *V. Myrtillus* hasta la preeminencia de la hierba, afectando, por ende, la estructura de la comunidad asociada.

Eventos extremos

Además de la sequía, el cambio climático puede afectar la frecuencia e intensidad de otros eventos extremos relacionados con el clima, con impactos subsiguientes en la sanidad forestal. Los daños directos a los árboles o alteraciones en el ecosistema pueden aumentar su vulnerabilidad ante brotes de plagas. Las tormentas convectivas y las tormentas de rayos pueden perjudicar a los árboles y favorecer el establecimiento de patógenos y plagas de insectos secundarios, causando roturas mecánicas en las funciones fisiológicas normales. Con el cambio climático asociado también al incremento del calentamiento de las masas de aire que se desplazan hacia las latitudes elevadas, la frecuencia y duración de los eventos de dispersión a larga distancia, producidos por el viento, con toda probabilidad aumentarán tal y como se ha observado en una reciente afluencia de las orugas verdes del repollo en las islas Svalbard de Noruega, 800 km al norte de su fuente probable de población, en la Federación de Rusia (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impactos indirectos en la ecología de la comunidad

Se cree que el cambio climático alterará las relaciones entre las plagas, con su medio ambiente y con otras especies, por ejemplo los enemigos naturales, competidores y mutualistas, produciendo a su vez transformaciones en la estructura y composición de las comunidades naturales (Stireman *et al.*, 2005). Los cambios observados y predichos en la abundancia de las especies, en sus modelos fenológicos y en la distribución de especies individuales, probablemente modificarán la interacción de las especies a lo interno de las comunidades (Menéndez, 2007). Estas alteraciones probablemente afectarán el comportamiento de las poblaciones (características de los brotes) en el radio de acción actual (Coley, 1998). Ya que cada una de las especies responderá a los cambios climáticos de forma diferente y en horizontes temporales heterogéneos, hay buenas posibilidades de que algunas relaciones altamente evolucionadas sufran serios impactos. Las interacciones que involucran dos o más grupos tróficos, tales como plantas–herbívoros, plantas–polinizadores y plantas–parásitos, con toda probabilidad, sufrirán los desajustes principales (Harrington, Woiwod y Sparks, 1999).

Gordo y Sanz (2005) y Forkner *et al.* (2008) ponen en evidencia que las disociaciones entre la fenología de los insectos y la de las plantas (debido a sus diferentes respuestas a los cambios en la temperatura) tenderán a alterar la sincronización entre los insectos y sus recursos y pondrán en peligro las especies que observan un mayor grado de dependencia de sus huéspedes. En un análisis de los cambios fenológicos entre especies interrelacionadas (incubación temprana de los huevos y anticipación de la fecha de retorno en la migración) Visser y Both (2005) observaron que los insectos han anticipado con mayor rapidez su fenología (incubación temprana de los huevos y anticipación de la fecha de regreso de la migración) que sus huéspedes (brotes de cogollos y florecimiento). También han adelantado su período de mayor abundancia más que sus predadores (fecha de puesta y arribo de aves migratorias). Por ejemplo, la desincronización entre las mariposas de invierno (*Operophtera brumata*), el eclosionamiento y el surgimiento de brotes de los robles huéspedes ha producido

una discrepancia entre las plagas y uno de sus predadores, el carbonero común (*Parus major*), que alimenta a sus crías con las larvas (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Estos cambios fenológicos inducidos por el clima están produciendo una gran cantidad de desajustes entre especies interrelacionadas que a su vez influyen en la estructura, composición y diversidad de la comunidad.

Los cambios en la distribución y radio de acción interfieren con las relaciones de la comunidad, dado que las especies en expansión empezarán a interactuar con otras especies en nuevos medios ambientes cuya interacción previa puede haber sido limitada o inexistente (Menéndez, 2007). La difusión altitudinal de la oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) en las montañas de Sierra Nevada del sudeste español, por ejemplo, ha permitido a esta plaga encontrar nuevos árboles huéspedes, el endémico pino silvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). Los ataques cada vez mayores del *T. Pityocampa* podrían causar efectos desastrosos en esta especie montañera endémica.

Las especies capaces de responder al cambio climático aumentando su radio de acción se beneficiarán de la falta de competidores y enemigos naturales en sus nuevos ambientes. La expansión de las especies no será correspondida inmediatamente por la expansión de sus enemigos naturales, como en el caso de la falena procesionaria del pino y, en algunos casos, la sincronización entre los huéspedes y los enemigos naturales o parasitoides no se podrá mantener con nuevas condiciones de temperatura, como en el caso de la falena de invierno (Battisti, 2004).

Algunos patógenos se pueden beneficiar de la mejor capacidad de supervivencia y difusión de sus insectos vectores. Por ejemplo, los vectores de la grafiosis del olmo (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus* y *S. multistriatus* pueden estar más activos durante períodos de temperaturas elevadas en los cuales, a su vez, produciría un incremento en la difusión de estos hongos.

5. ESPECIES DE PLAGAS FORESTALES INFLUENCIADAS POR EL CAMBIO CLIMÁTICO

A continuación ilustraremos algunos ejemplos de plagas de insectos forestales, enfermedades y otras plagas que han sufrido impactos, o se prevé serán impactados por el cambio climático. También se ofrece información sobre las plagas no-forestales para garantizar una mejor comprensión de los impactos potenciales del cambio climático sobre la sanidad forestal.

5.1. Insectos

Coleópteros

***Agrilus pannonicus* (Piller y Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Escarabajo perforador del roble**

Una buena cantidad de coleópteros bupréstidos del género *Agrilus* ha sido relacionada con la decadencia del roble. Los índices de incidencia de estas especies han crecido en todo el mundo (tanto a lo interno de los países de origen como en desplazamientos internacionales) y sus impactos están siendo relacionados con el estrés de los árboles huéspedes causado, potencialmente, por el cambio climático (Evans, 2008). Por ejemplo, los *Agrilus pannonicus* [=*A. Biguttatus* (Fabricius)] se han asociado recientemente con la decadencia del roble común, a lo largo de su radio de acción natural; y su incidencia ha sido creciente en muchos países, entre otros, Francia, Alemania, Hungría, Polonia y los Países Bajos y el Reino Unido donde se cree que esté contribuyendo a la decadencia del roble (Gibbs y Grieg 1997; Ciesla, 2003). Las infestaciones pueden producir una mortandad intensiva de los árboles que, combinada con otros factores que tienen que ver con la decadencia, puede alterar drásticamente la composición de las especies de robles forestales.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Escarabajo sureño del pino**

El *Dendroctonus frontalis* se considera una de las especies de escarabajos barrenillos más perjudiciales en toda la América Central y en la parte meridional de los EE.UU. Es una de las plagas más nocivas de los pinos y presenta una amplia distribución desde Pensilvania (EE.UU.) desplazándose hacia el sur por México y todo el istmo centroamericano. Las poblaciones se pueden desarrollar con rapidez sorprendente hasta proporciones calamitosas que destruyen grandes cantidades de árboles. Los ataques iniciales se efectúan, en primer, lugar en los árboles enfermos, sin embargo, el *D. frontalis* es capaz de destruir de igual forma los árboles robustos. Este escarabajo mata los árboles con una combinación de dos factores: por medio del descortezamiento en anillo y envenenamiento durante la construcción de galerías para los huevos; y por medio de la introducción de hongos del azulado y moho de la madera (podrición azul) del género *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Debido a su tiempo de reproducción breve, alta capacidad de expansión y amplia distribución en los árboles huéspedes disponibles, el escarabajo sureño del pino tiene el potencial de responder rápida y dramáticamente a cualquier cambio climático.

En octubre de 1998, el Huracán Mitch golpeó América Central, produciendo inundaciones y deslizamientos de tierra que causaron estragos en las comunidades locales, los bosques y las infraestructuras. En los años siguientes se dio un brote de escarabajos sureños sin precedentes en toda la región, principalmente del *D. frontalis* en asociación con otras especies de *Dendroctonus* y barrenadores, que destruyeron unas 100 000 ha de bosques de pinos (Billings *et al.*, 2004). Muchas poblaciones de árboles murieron y fueron abandonados en el sitio, se

incrementó drásticamente la cantidad de materiales inflamables que produjeron brotes de incendios. Con el cambio climático que se espera incremente la frecuencia y severidad de eventos extremos (p. ej., huracanes) es bastante alto el potencial de impactos arrasadores futuros sobre los bosques tanto de las perturbaciones iniciales como de los efectos cascada (p. ej., otras perturbaciones, como los brotes de plagas o de incendios).

Las temperaturas mayores, atribuidas al cambio climático, han influido también en el escarabajo sureño del pino, produciendo una expansión de su radio de acción en los EE.UU. Las comprobaciones de laboratorio y los registros de mortalidad publicados, sobre las poblaciones silvestres, indican que una temperatura de $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$ o inferior produce casi el 100 % de la mortalidad de esta plaga, limitando su distribución a su radio de acción norte actual (Ungerer, Ayres y Lombardero, 1999; Ayres y Lombardero, 2000). Se ha previsto que un aumento de $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura podría causar brotes aproximadamente 178 km más al norte que en su tiempo histórico. (Ungerer, Ayres y Lombardero, 1999). Los brotes recientes de escarabajos sureños en los ecosistemas septentrionales de mayores altitudes, donde previamente eran raros o inexistentes, se han atribuido a una tendencia de calentamiento de $3,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura invernal mínima en el sureste de los EE.UU. desde 1960 a 2004 (Tran *et al.*, 2007). Este desplazamiento hacia el norte casi corresponde al desplazamiento previsto por Ungerer, Ayres y Lombardero (1999).

El escarabajo sureño del pino se ha adaptado posiblemente a nuevas formas para incrementar su supervivencia en climas más frescos. Tran *et al.* (2007) demostraron por medio de estudios de campo y de laboratorio sobre una población septentrional, que las prepupas demostraban mayor tolerancia al frío (de más de $3\text{ }^{\circ}\text{C}$) que las pupas, adultos y larva sin alimentación; y que la estructura de la vida invernal estaba fuertemente dispuesta hacia la etapa de vida de resistencia al frío. Esta tendencia de invernar en un estadio de tolerancia al frío podría ser una coincidencia, sin embargo, en vez de una verdadera adaptación (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Escarabajo del pino de montaña**

El escarabajo del pino de montaña (*Dendroctonus ponderosae*) es la plaga más destructiva de los pinos maduros norteamericanos, fundamentalmente de los pinos torcidos (*Pinus contorta*). En el área de los EE.UU. occidentales se han incrementado los brotes de esta plaga tras varios años de sequías (Tkacz, Moody y Villa Castillo, 2007). También en la zona occidental de Canadá [Colombia Británica (BC) y recientemente en Alberta], se han observado brotes principales de esta epidemia, durante varios años, no obstante los esfuerzos en gran escala para mitigar los impactos de las plagas, millones de árboles han sido destruidos. Un cantidad que sobrepasa los 10 millones de ha de pinos fue registrada como infestada durante las observaciones aéreas de 2007 en BC, con 860 973 ha localizadas en los parques provinciales y en las áreas protegidas (Westfall y Ebata, 2008). Se ha previsto que de continuar expandiéndose según los índices actuales, los escarabajos destruirán alrededor del 80 % de los pinos maduros de BC para el año 2013 (CFS, 2007). La gran cantidad de árboles muertos y por morir ha aumentado también el riesgo de incendios. Los brotes de escarabajos del pino de montaña han transformado los bosques orientales canadienses de pozos débiles de carbono en una fuente enorme de carbono atmosférico (Kurz *et al.*, 2008).

El problema ha sido agravado por años sucesivos de inviernos no muy fríos que han disminuido la mortandad en los estadios invernales. Su ciclo de vida generalmente se completa en un año; las temperaturas más altas pueden producir dos generaciones por año mientras las más frescas pueden producir una generación cada dos años (Amman, McGregor y Dolph, 1990). Las condiciones de sequía, asociadas con mayores temperaturas, también han

debilitado los árboles e incrementado su vulnerabilidad ante los escarabajos. Las temperaturas más altas, por lo tanto, han expuesto las plantaciones de pino, anteriormente no disponibles por las condiciones climáticas, a las plagas (Carroll *et al.*, 2004). Un análisis reciente concluyó que los inviernos del Canadá central serán suficientemente fríos en el futuro previsible para reducir el riesgo de invasiones de los escarabajos del pino de montaña en los bosques boreales orientales norteamericanos (Nealis y Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Descortezador del pino de alas rojas**

El *Dendroctonus rufipennis* es un gorgojo del pino blanco americano, principalmente de la picea blanca (*Picea glauca*) y de la picea negra americana (*P. mariana*) al norte, la picea de Engelmann (*P. engelmannii*) y la picea de Sitka (*P. sitchensis*) al oeste y la picea roja del Canadá/abeto rojo (*P. rubens*) al este (EPPO/CABI, 1997). Tiende a atacar los árboles debilitados o derribados por el viento y los brotes de esta plaga están relacionados principalmente con los factores predisponentes. Como resultado se puede esperar que los impactos del cambio climático sobre los árboles y bosques podrían potenciar los brotes de estos gorgojos descortezadores del pino de alas rojas.

En efecto, Hebertson y Jenkins (2008) investigaron el impacto del clima en los descortezadores del pino de alas rojas, en los estados de Utah y Colorado (EE.UU.), entre 1905 y 1996 y descubrieron que los años de brotes históricos en las regiones intermontañas estaban relacionados, generalmente, con las temperaturas cálidas de otoño e invierno y las condiciones de sequía. De la misma forma, los brotes tanto en el territorio del Yukón (Canadá), como en Alaska (EE.UU.) parecen estar relacionados con temperaturas de verano extremadamente altas que influenciaron el tamaño de la población de gorgojos por medio de una combinación del aumento de la supervivencia invernal, disminución a la mitad del tiempo de maduración de dos años a un año y el estrés inducido por la sequía en los árboles huéspedes maduros (Berg *et al.*, 2006).

Hemípteros

Áfidos (Aphididae)

Con tiempos de reproducción más breves y temperaturas umbral mínimas para el desarrollo, se supone que los áfidos pueden recibir una fuerte influencia de los cambios ambientales y climáticos. En general, se ha señalado que los áfidos aparecerán al menos con ocho días de anticipación en la primavera dentro de 50 años, aunque el índice de anticipación cambiará en dependencia de la ubicación y de las especies (Harrington *et al.*, 2007). Esto podría producir potencialmente mayores daños para las plantas huéspedes dependiendo de su fenología y de los enemigos naturales.

Zhou *et al.* (1995), por ejemplo, investigaron el ritmo de la migración en el Reino Unido de cinco especies de áfidos (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) durante un período de tiempo de casi 30 años y concluyeron que la temperatura, especialmente la de invierno, es el factor dominante que altera la fenología de todas las especies de áfidos. Observaron que un grado Celsius de aumento promedio en la temperatura de invierno alteraba la fenología de la migración de 4 a 19 días, dependiendo de las especies.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Áfido de la picea verde**

Se presume que también el áfido de la picea verde (*Elatobium abietinum*) se beneficiará con un incremento en la supervivencia invernal, produciendo desfoliaciones más intensas y frecuentes en las piceas huéspedes (*sp. Picea*). Este pulgón es de origen europeo pero ha sido reportado también en las Américas septentrional y meridional.

Las infestaciones en el Reino Unido han producido enormes pérdidas de follaje y de peso en las piceas durante la infestación activa y en los años subsiguientes. Westgarth-Smith *et al.* (2007) descubrieron que el tiempo cálido asociado con un NAO (Índice de Oscilación del Atlántico Norte, cuyas siglas corresponden a las del término en inglés) positivo produjo una anticipación en las migraciones de verano del *E. Abietinum*, que duran más y contienen más pulgones. Valores positivos en los NAO corresponden a condiciones atmosféricas más cálidas en el Reino Unido. Desde que el calentamiento global se prevé en aumento, la variabilidad de los NAO, está desplazando el sistema a valores más positivos, esto con toda probabilidad aumentará ulteriormente la actividad de los áfidos con consecuencias de mayores daños a las piceas y bosques del área.

Himenóptera

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Mosca de sierra de la picea**

La mosca de sierra es un monófago de la picea (*Picea*) y es endémica en el radio de presencia de la picea en Eurasia, donde raras veces se han registrado los brotes de esta plaga. Desde 1985 a 1992, sin embargo, hubo un brote repentino de la mosca de sierra en los Alpes meridionales durante el cual las poblaciones desarrollaron un ciclo de vida anual y crecieron de manera exponencial, causando repetidas desfoliaciones que produjeron una intensa muerte de árboles (Marchisio, Cescatti y Battisti, 1994; Battisti, 2004). Las especies *Cephalcia* generalmente demuestran baja fecundidad, con una diapausa extendida de algunos años, estimulada por las bajas temperaturas en la etapa de pupación (Battisti, 2004). Este brote correspondió a un período de altas temperaturas y de pocas precipitaciones con gravísimos estrés hídricos para los árboles huéspedes. Como resultado, el insecto fue capaz de adaptarse al nuevo clima y de disminuir su mortandad, acelerar su desarrollo y producir mayores índices de alimentación. Además, el repentino incremento de la densidad de población no siguió el de sus enemigos naturales, facilitando un incremento ilimitado de esta plaga (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Mosca de sierra del pino**

La mosca de sierra del pino (*Neodiprion sertifer*) es una especie de plaga perjudicial de los pinos de Europa, Asia del norte, Japón y América del norte, donde fue introducida. Es uno de los desfoliadores más dañinos de los bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) de Europa del norte. Virtanen *et al.* (1996) se refirieron a los brotes de la mosca de sierra en los pinos silvestres de Finlandia oriental y septentrional y predijeron que los brotes de estas plagas se iban a dar con mayor frecuencia debido al calentamiento global. Se observó una alta variación en la resistencia de los huevos al congelamiento que permitiría que los *N. Sertifer* se adaptaran a los cambios climáticos pronosticados y se expandieran hacia el norte (Veteli *et al.*, 2005).

Lepidópteros

Las temperaturas más cálidas han sido relacionadas con el aumento en las poblaciones de lepidópteros forestales. Un factor limitante, particularmente para los defoliadores, es la sincronización con los retoños en la primavera, mientras los impulsos clave son las temperaturas de invierno tardío para el nacimiento de los cogollos y los brotes de los insectos mismos.

Mariposas

Sólo pocas especies de mariposas se consideran graves plagas forestales, mientras algunos de los ejemplos principales, y más buscados de los impactos del cambio climático en la distribución y fenología de los insectos han sido las mariposas. El radio de acción geográfico de muchas especies se ha desplazado hacia el norte y hacia las alturas, asociado con el calentamiento climático e incrementando la riqueza de las especies en latitudes más elevadas y demás tierras altas y, en algunos casos, posibles extinciones locales a altitudes menores.

La expansión del radio de acción de las mariposas ha sido bien documentada (véase la sección 4.1) y se han reportado también cambios en su fenología. En el Reino Unido, las especies han anticipado sus períodos de vuelo de aproximadamente 2 a 10 días por cada 1 °C de aumento de la temperatura. (Roy y Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Cambios similares en la fenología como respuesta al calentamiento se han notado también en España, donde las mariposas han anticipado su primera aparición de 1 a 7 semanas en 15 años (Stefanescu *et al.*, 2003) y en California (EE.UU.) que ha observado anticipaciones de aproximadamente ocho días por década (Forister y Shapiro 2003).

Entre algunos ejemplos de influencia del cambio climático en especies específicas tenemos:

- La mariposa tigre, conocida también como monarca africana, (*Danaus chrysippus*) se ha extendido hacia el norte, estableciendo su población al sur de España en 1980, después de haber establecido múltiples poblaciones a lo largo de las costas orientales españolas (Menéndez, 2007).
- Las temperaturas más cálidas han aumentado la supervivencia y facilitado el radio de expansión latitudinal y altitudinal de las sachem skipper (*Atalopedes campestris*) en los EE.UU. occidentales (Crozier, 2003, 2004).
- La mariposa checkerspot (*Euphydryas editha*) ha desplazado su expansión en dirección septentrional y hacia las tierras altas norteamericanas (Parmesan, 1996). Las poblaciones ubicadas en el borde norte del ámbito de acción de la especie, en Canadá, y también las de mayores altitudes dentro de su radio de acción principal, han aumentado sus índices de supervivencia, mientras las poblaciones del confín sur mexicano han disminuido.
- En Europa las mariposas de los muros (*Parage aegeriae*) han aumentado su radio de acción hacia el norte, más allá que sus huéspedes primarios originales (Logan, Régnière y Powell, 2003).
- Las mariposas del espino blanco (*Aporia crataegi*) han extendido su radio de acción altitudinal hacia las montañas de la Sierra de Guadarrama de España central, produciendo la extinción de las poblaciones locales a altitudes menos cálidas (Merrill *et al.*, 2008). Mientras el clima se vuelve cada vez menos un factor limitante, su

distribución en mayores altitudes sigue siendo, sin embargo, limitada por la escasez de plantas huéspedes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Gusano de las yemas**

El tótrix de las yemas de la picea (*Choristoneura fumiferana*) es uno de los gusanos desfoliadores más perjudiciales de los bosques coníferos norteamericanos. El abeto balsámico (*Abies balsamea*) es su huésped preferido, pero también atacan fácilmente las piceas rojas y las negras respectivamente (*Picea glauca*, *P. rubens*, *P. mariana*) y, eventualmente, se pueden alimentar también del alerce americano ó tamarac (*sp. Larix*) y del falso abeto (*sp. Tsuga*). Los brotes de este gusano pueden persistir por 5–10 años con períodos intermedios de 20 a 60 años (Fleming y Volney, 1995). En el Canadá oriental el período del ciclo poblacional tiene un promedio de 35 años en los últimos 270 años (Volney y Fleming, 2007). Durante los brotes no controlados, esta plaga puede desbaratar casi todos los árboles en las poblaciones densas y maduras de abetos (Fleming y Volney, 1995).

Las influencias del clima en las características de la historia de la vida de esta plaga, se consideran los factores principales que limitan los brotes y, como resultado, se espera que el cambio climático tenga impactos en la gravedad, frecuencia y distribución espacial de los brotes del tótrix (Logan, Régnière y Powell, 2003). El éxito de los insectos al establecer los sitios de alimentación, en primavera, depende del peso inicial de los huevos y de la sincronización de su desarrollo con el de las yemas de sus huéspedes que, a su vez, ha sido fuertemente influenciado por los factores climáticos (Volney y Fleming, 2000, 2007). Esta sincronización es fundamental para el inicio de los brotes de esta plaga y, por lo tanto, para determinar la intensidad del daño. Sin embargo, los gusanos de las yemas pueden tolerar un cierto grado de desincronización entre la llegada del verano y el desarrollo de las yemas ya que los saltones de la segunda fase se han adaptado morfológicamente y conductualmente, llegando a minar gravemente las acículas de los árboles (Volney y Fleming, 2007).

En partes de su radio de acción, particularmente en los extremos septentrionales, la temperatura puede influir también en la duración de estos brotes de plagas, ya que los colapsos generalmente se asocian con la pérdida de follaje disponible, como resultado de las heladas tardías de primavera (Volney y Fleming, 2007). El colapso normal del brote de plagas en el núcleo del radio de acción de los árboles huéspedes se asocia con la mortandad causada por los enemigos naturales en la parte final del estadio larval (Volney y Fleming, 2000). Los enemigos naturales del tótrix de las yemas, *C. fumiferana*, son menos eficaces a temperaturas mayores (Hance *et al.*, 2007) y por esta razón los factores climáticos tienen el potencial de permitir brotes masivos de esta plaga siempre que haya disponibilidad de árboles huéspedes. Se prevé que el cambio climático incrementará la extensión, gravedad y duración de los brotes del tótrix de las yemas en el Canadá oriental (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Mariposa autumnal**

La *Epirrita autumnata* es una especie del holártico que ha estado expandiendo su radio de acción en algunas áreas. En los países nórdicos de Europa; los brotes de la *Epirrita autumnata* son típicamente más prevalentes en los bosques de abedul, en las zonas extrema septentrional y continental, sin embargo, durante los últimos 15–20 años se han extendido en las áreas más continentales y más frías, previamente protegidas por las temperaturas extremas invernales (Jepsen *et al.*, 2008). Esta plaga invierna en etapa de huevos y, por lo tanto, el nivel de supervivencia de los huevos es dictado por las temperaturas mínimas del invierno.

Virtanen, Neuvonen y Nikula (1998) investigaron las relaciones entre la supervivencia de los huevos de *E. Autumnata* y las temperaturas mínimas de invierno en el extremo norte de Finlandia. Predijeron que el calentamiento climático produciría una reducción de dos tercios del área de bosques con temperaturas de invierno lo suficientemente frías para mantener bastante bajas las poblaciones de *E. autumnata* hacia la mitad del próximo siglo. Un aumento en las temperaturas de invierno, por lo tanto, probablemente aumentará el área de bosques vulnerables a daños causados por la mariposa autumnal.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Lagarta peluda**

La lagarta peluda de los encinares (*Lymantria dispar*) es un defoliador perjudicial de una amplia gama de árboles de hojas anchas e incluso de coníferos. Mientras pueden existir bajos niveles de población por muchos años sin causar daños graves, se pueden dar graves brotes que producen enormes defoliaciones, afectaciones en el crecimiento, muerte regresiva y, a veces, mortandad en los árboles. Existen dos variedades de lagarta peluda –la variedad asiática, en la cual la hembra es capaz de volar y la variedad europea, con hembras que no vuelan–. La variedad asiática es originaria de Europa del sur, África del norte, Asia central y del sur y de Japón; y ha sido introducida en Alemania y otros países europeos donde se hibridiza prontamente con las variedades europeas. También ha sido introducida, pero sin establecerse, en Canadá, los EE.UU. y el Reino Unido (Londres). La variedad europea se encuentra en los bosques templados de Europa oriental y ha sido introducida en Canadá y en los EE.UU. La lagarta peluda se considera una plaga muy perjudicial tanto en sus radios de acción originarios como en sus nuevos hábitats.

También se ha notado el incremento de brotes en áreas previamente no afectadas por esta plaga, como por ejemplo en Jersey (archipiélago de las Islas del Canal) y en áreas nuevas del Reino Unido (Aylesbury, Buckinghamshire). En Canadá, la difusión de la lagarta peluda ha sido altamente impedida por las barreras climáticas y por la escasa disponibilidad de plantas huéspedes al igual que por la erradicación agresiva de las poblaciones incipientes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis y Porter, 2008). Sin embargo, se ha previsto que la lagarta peluda va a ser capaz de extenderse en América del Norte como resultado de una mayor supervivencia invernal en la etapa de huevos producida por las temperaturas más suaves y mayores acumulaciones de grados-día para el desarrollo de las larvas (Evans, 2008; Régnière, Nealis y Porter, 2008). Previsiones similares se han hecho para Europa (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière y Worner (2007) notaron un incremento en la probabilidad de establecimiento de la lagarta peluda en Nueva Zelanda, principalmente en la Isla del Sur.

El aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ puede influir también en la gravedad de los brotes de lagarta peluda. El desarrollo de las larvas en las plantas huéspedes con elevadas concentraciones de CO₂ cambia en dependencia de las especies, reduciéndose en algunos huéspedes tales como el álamo temblón y aumentando en otras, como por ejemplo en los robles (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Lagarta mónaca**

La *Lymantria monacha* es una de las plagas más perjudiciales para las especies de hojas anchas y coníferas de Europa y Asia. Las defoliaciones producidas por las larvas de lagarta mónaca pueden matar los árboles huéspedes, especialmente los coníferos y han causado enormes pérdidas a pesar de las intervenciones con insecticidas biológicos y químicos. En algunas partes de Europa ha aumentado la incidencia de brotes debido, con toda probabilidad,

al establecimiento de extensas plantaciones de pino en áreas de baja calidad o como resultado del cambio climático. Se ha previsto que las lagartas mónacas se expandirán hacia el norte de Europa por la mayor acumulación de grados-día y por una mayor resistencia para la supervivencia invernal (Evans, 2008). Utilizando programas de computadora, Vanhanen *et al.* (2007) predijeron que el calentamiento del clima desplazaría los confines septentrionales de distribución norte de aproximadamente 500 a 700 km y que el radio de acción del confín meridional se contraería hacia el norte de 100 a 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Falena invernal**

La *Operophtera brumata* se distribuye en toda Europa, América del Norte, Japón y Siberia y ha sido introducida también en Canadá y los EE.UU. Se alimenta de una gama de árboles y arbustos caducifolios, incluyendo a los albaricoques, cerezos, manzanos, ciruelos, arándanos, manzanos silvestres, castaños americanos, groselleros rojos, groselleros negros, robles, arces, tilos y olmos americanos.

El cambio climático está impactando en la propagación de la falena invernal. En los países nórdicos europeos, Jepsen *et al.* (2008) notaron que la *O. brumata* se había restringido (por factores climáticos) hacia locaciones meridionales y costeras, pero que las temperaturas más cálidas habían producido expansiones en sus áreas de brote hacia el noreste. Mientras se supone que las temperaturas más cálidas contribuyen a la expansión de las falenas invernales, parece que no producen el mismo impacto en sus enemigos naturales, lo que podría llevar a que las poblaciones de esta especie crezcan sin control (Battisti, 2004).

El cambio climático ha afectado de diferentes formas la fenología de muchas especies. En los Países Bajos, durante los últimos 25 años, han aumentado las temperaturas primaverales tempranas y no así las invernales. Como resultado, el cambio climático ha inducido una desincronización entre las falenas de invierno y sus huéspedes, los robles comunes (*Quercus robur*), con eclosionamiento de huevos antes del nacimiento de los retoños en los árboles (van Asch y Visser, 2007). Esta situación no deja alimentos para las larvas que, por lo tanto, mueren de inanición. Este aspecto produce también consecuencias en otras especies que dependen de las larvas para su alimentación, como por ejemplo, el carbonero común (*Parus major*) que se sirve de las larvas de *O. Brumata* para alimentar a sus crías (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Por otro lado, tanto la apertura de los huevos como los brotes de las yemas se han anticipado en los últimos 25 años; el período de eclosionamiento de los huevos se ha anticipado con mayor rapidez, aumentando la desincronización desde unos días hasta 2 semanas (van Asch y Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Sin embargo, otros estudiosos han observado que, mientras las temperaturas más cálidas han producido períodos más tempranos de eclosión de los huevos, la diapausa pupal durante el otoño, de la falena invernal, es prolongada a mayores temperaturas, contrarrestando de esta forma el impacto y produciendo un ciclo de vida que no se reduce para nada (Buse y Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Las diferencias entre las observaciones de sincronización entre la eclosión de los huevos de la falena y los brotes de yemas del árbol huésped, pueden producir de diferencias regionales e intraespecíficas.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis y Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Oruga procesionaria del pino**

La oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) se considera una de las plagas más perjudiciales de los bosques de pinos de la región del Mediterráneo (EPPO/CABI, 1997). Es una oruga tendera, oligófaga que se alimenta gregariamente y desfolia varias especies de pinos y de cedros. El ciclo de vida de las orugas procesionarias del pino típicamente es anual, pero se puede extender hasta a dos años en mayores altitudes o en las latitudes septentrionales (EPPO/CABI, 1997). En las latitudes norte y en las altitudes mayores, los adultos prorrumpen más temprano.

El cambio climático está produciendo impactos evidentes en la distribución de esta plaga forestal perjudicial. Battisti *et al.* (2005) reportaron una expansión latitudinal septentrional y central en Francia de 87 km hacia el norte de 1972 a 2004 y un desplazamiento altitudinal de 110 a 230 m hacia los Alpes del norte de Italia, de 1975 a 2004, atribuyendo esta expansión a la frecuencia reducida de heladas tardías, que aumentan la supervivencia invernal de las larvas como resultado de la tendencia al calentamiento de las últimas tres décadas. En los últimos diez años la oruga procesionaria del pino se ha difundido en casi 56 km hacia el norte de Francia (Battisti *et al.*, 2005).

Durante el verano de 2003, el verano europeo más caliente de los últimos 500 años, la *T. pityocampa* manifestó una expansión sin precedentes hacia las poblaciones de pinos de las tierras altas de los Alpes italianos, incrementando su radio de acción altitudinal en un tercio de la expansión total habitual de las tres décadas precedentes (Battisti *et al.*, 2006). Esta propagación tan inusual y rápida ha sido atribuida al aumento de dispersión nocturna en las hembras durante temperaturas nocturnas inusualmente cálidas. El calentamiento gradual de la región ha permitido que esta plaga mantenga su presencia en esta altitud debido al aumento en la capacidad de supervivencia de las larvas.

En las montañas de Sierra Nevada del sudeste español, la *T. pityocampa* se ha expandido a mayores elevaciones en los últimos 20 años como resultado del incremento de la temperatura media (Menéndez, 2007). Las poblaciones residuales del pino silvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) que se dan en este nuevo radio de acción de la oruga procesionaria, están siendo atacadas cada vez más, particularmente en los años más calientes (Hódar y Zamora, 2004). Esta propagación, causada por el cambio climático, tiene consecuencias potenciales catastróficas para estas especies endémicas de montaña que probablemente también sufren de los efectos directos del cambio climático.

Dado que la distribución actual de la *T. pityocampa* no es constreñida por la distribución de sus huéspedes, los inviernos más calientes incrementarán la actividad alimenticia invernal de las larvas, cuya probabilidad de muerte por temperaturas letales ha disminuido y se puede esperar que continuará la mejor capacidad de supervivencia y de difusión en ambientes previamente hostiles (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Oruga procesionaria de la encina**

Originaria de Europa central y del sur, la *Thaumetopoea processionea* es una de las plagas desfoliadoras más perjudiciales de las encinas. Desde finales del siglo XX ha estado expandiendo su radio de acción hacia el norte y, hoy en día, se ha establecido en Bélgica, Dinamarca, norte de Francia y en los Países Bajos y ha sido reportada en el sur de Suecia y en

el Reino Unido. Se supone que este desplazamiento hacia el norte es debido a una mejor sincronización en la eclosión de los huevos y una reducción de las heladas tardías como resultado de las temperaturas más cálidas (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tótrix de las yemas del alerce**

Esta polilla (*Zeiraphera diniana*) es una plaga europea que ha estado desfoliando enormes áreas de bosques de alerces en los Alpes cada 8–10 años durante siglos (Battisti, 2004). Tiene un ciclo de vida anual, invierna en su etapa de huevos sobre las ramas de los alerces y se alimenta de las acículas tan pronto como revientan las larvas. Como tal, es fundamental la sincronización entre la eclosión de los huevos y el surgimiento de los cogollos. Las mayores temperaturas asociadas con el cambio climático han afectado esta relación produciendo desincronizaciones y reduciendo la incidencia de estas polillas en Suiza (Evans, 2008). Se ha reportado que las temperaturas anormalmente altas producen una alta mortandad inusual de los huevos (Battisti, 2004).

5.2. Patógenos

Ascomicetes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Banda roja del pino**

La *Mycosphaerella pini* es un hongo que infesta y daña las acículas de las especies de *Pinus*, produce enormes desfoliaciones, atrofia el crecimiento y, eventualmente, causa la muerte de los árboles huéspedes, aunque la vulnerabilidad es desigual entre las diferentes especies de pinos. Originario de los bosques templados del hemisferio norte, este hongo es una de las plagas más perjudiciales de las plantaciones de pinos del hemisferio sur, donde tanto los huéspedes como los patógenos han sido introducidos. El *P. radiata*, ampliamente plantado, es particularmente vulnerable y muchos bosques plantados con estas especies del hemisferio meridional, sobre todo en África oriental, Nueva Zelandia y Chile, han sido devastados por este hongo (conocido también como dothistroma de las acículas o tizón banda roja). Este patógeno ha obligado a que los directores de algunas áreas abandonaran la plantación del *P. radiata* y ahora dependen más de otras especies arbóreas.

En su radio de acción original, la *M. Pini* normalmente causa pocos daños, pero desde finales de la década de 1990 ha estado causando enormes desfoliaciones y mortandad en las plantas jóvenes de pino torcido (*Pinus contorta* var. *latifolia*) en la parte occidental norte de Colombia Británica (Canadá) (Woods, Coates y Hamann, 2005). La mortandad de los pinos torcidos maduros se ha observado en poblaciones mixtas donde los pinos esparcidos representan sólo una pequeña proporción de la composición de las plantaciones; esto representa una incidencia sin precedentes en el globo terráqueo de *M. pini* (Woods, Coates y Hamann, 2005). La epidemia actual coincide con un período prolongado de frecuencia incrementada de eventos de lluvias cálidas, desde mediados hasta finales de la década de 1990, permitiendo una rápida difusión y aumentando los índices de infestación. En contraposición a muchas otras especies, los cambios en los modelos de precipitaciones pueden ser más importantes que los cambios en la temperatura para prever la difusión e impacto de la *M. pini*.

Basidiomicetes

Especies *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Las especies *Armillaria* son patógenos comunes en todo el mundo que atacan árboles, arbustos leñosos y plantas herbáceas, produciendo descomposición de la madera, menor crecimiento e incluso mortandad, particularmente en árboles sometidos a estrés por otros factores, o en árboles jóvenes plantados en sitios de los cuales han sido removidos los huéspedes infestados. Las especies *Armillaria* se pueden volver más agresivas y dañinas cuando las temperaturas elevadas causan estrés por sequía reduciendo de esta forma la defensa de los árboles (Evans, 2008). Las condiciones fisiológicas de los árboles, en general, pueden ser un factor importante para controlar los impactos de las especies *Armillaria* y el cambio climático puede afectar su epidemiología (Méndez 2007).

Oomycetes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

El *Phytophthora cinnamomi* se considera uno de los mayores patógenos forestales más ampliamente distribuidos y destructivos. Tienen un amplio radio de acción, infestando unas 1 000 especies arbóreas por medio de podredumbre de las raíces y chancros. Se desconoce el radio de acción original pero se cree que sea del sudeste asiático y del África meridional (EPPO/CABI, 1997). Actualmente este patógeno se puede encontrar en varias áreas templadas y subtropicales del mundo, en África, Asia y el Pacífico, Europa, América Latina y el Caribe, Cercano oriente y América del Norte. En la mayoría de los países se conoce sólo en los viveros, pero en Europa (Francia, Italia, España, Portugal) se ha observado en los ambientes naturales (EPPO/CABI, 1997).

La temperatura, la humedad y el pH influyen en el crecimiento y reproducción de este hongo. En un estudio sobre los impactos del calentamiento climático sobre los *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) predijeron un radio de acción de expansión potencial de esta enfermedad en Europa, de uno a varios centenares de kilómetros hacia el este, desde las costas del Atlántico dentro de un siglo.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock y Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Muerte repentina del roble**

La *Phytophthora ramorum* causa una enfermedad muy grave denominada muerte repentina del roble, que produce una mortandad extensiva de robles y tanoaks. También se asocia con las enfermedades de plantas ornamentales y de otras especies coníferas y de hojas anchas. Este patógeno es un problema grave de los bosques y viveros de Europa y Norteamérica. Se desconoce el origen geográfico del *P. ramorum*; se supone que haya sido introducido independientemente en Europa y en Norteamérica desde un tercer país no identificado.

Este patógeno se propaga probablemente por medio de una pluralidad de medios. Los esporangios se pueden difundir localmente por medio de salpicaduras de lluvias, lluvias con vientos, irrigación o aguas de la capa freática, suelo y de la cubierta vegetal muerta del suelo (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Los escarabajos barrenillo y coleópteros de ambrosia se encuentran comúnmente en los árboles infestados pero su papel potencial de vectores aún no ha sido investigado (EPPO, 2008). Por consiguiente, los cambios en el clima, precipitaciones

y temperaturas, en particular, probablemente producirán más condiciones óptimas para que este patógeno aumente la incidencia de la enfermedad.

5.3. Otras plagas

Los nematodos

En general hay una relación estrecha entre las temperaturas del suelo y las distribuciones de algunas especies de nematodos parásitos en las plantas. Por ejemplo, el *Meloidogyne incognita*, previamente considerado limitado al área del Mediterráneo, se encontró recientemente en los Países Bajos (Cannon, 2008). También se supone que el incremento de la temperatura de un grado Celsius podría permitir que los *Longidorus caespiticola* se establezcan más al norte en el Reino Unido (Cannon, 2008). Se cree también que puede haber influencias climáticas en el establecimiento del gusano que causa el marchitamiento del pino (*Bursaphelenchus xylophilus*) y en su vector, un complejo de huéspedes (que causan muchas preocupaciones a nivel internacional) que se menciona en mayores detalles más adelante.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner y Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nematodo que causa el marchitamiento del pino**

Este gusano, *Bursaphelenchus xylophilus*, es el agente que causa el marchitamiento de los pinos cuyos vectores son los escarabajos *Monochamus*. Originario de América del Norte, donde no se considera una plaga grave, el nematodo es una amenaza peligrosa para los bosques de pinos asiáticos y europeos y ha producido una enorme mortandad de árboles en los países donde ha sido introducido.

Los cambios en la temperatura y en las precipitaciones probablemente impactan en la difusión del nematodo y en la gravedad de los daños causados por esta enfermedad. El marchitamiento de los pinos es más prevalente en climas cálidos ya que el nematodo completa su ciclo de vida en 12, 6 y 3 días a los 15, 20 y 30 °C de temperatura, respectivamente (Diekmann *et al.*, 2002). Las altas temperaturas y las precipitaciones bajas en verano causan daños acelerados por medio de los impactos en la actividad de los vectores, propagación del nematodo y estrés hídrico en los árboles (Kiritani y Moromoto, 2004). En Japón, mientras ha disminuido gradualmente las pérdidas anuales de árboles debido a la enfermedad, las infestaciones se han esparcido en las áreas del norte y en los bosques de mayores elevaciones como resultado del aumento de las temperaturas (Kiritani y Moromoto, 2004). Su reciente introducción en Portugal, donde el nematodo y su vector *M. galloprovincialis* coexisten, ha producido graves pérdidas en los *Pinus pinaster* y otros pinos vulnerables corren riesgos, hoy en día, en áreas de alrededor de 20 °C. Los bosques europeos y el comercio están siendo fuertemente amenazados si esta difusión se propaga al resto del continente.

6. RESUMEN Y CONCLUSIONES

La evidencia presentada desde este estudio teórico muestra que el cambio climático está produciendo impactos enormes y generalizados en la sanidad forestal de todo el mundo y, como consecuencia, en el sector forestal. Con toda claridad, si estos cambios climáticos y ecológicos están siendo detectados desde ahora, cuando el planeta ha sufrido un aumento promedio de sólo 0,74 °C de temperatura, se puede suponer que ocurrirán muchos más impactos sobre las especies y ecosistemas en respuesta al nivel de temperatura pronosticado por el IPCC. Por el contrario, hay algunas indicaciones de que los efectos interrelacionados sobre los árboles huéspedes y la influencia directa sobre los enemigos naturales pueden volver el efecto global difícil de pronosticar y se cree que no todo el panorama de cambio climático será desastroso.

El desafío, en el intento por comprender los impactos del cambio climático, no es sólo obtener información sobre los impactos de la temperatura, precipitaciones y demás factores climáticos sobre los bosques y plagas, sino también adquirir conocimiento sobre las interacciones entre los diferentes factores del cambio climático y la forma en que estos cambios climáticos impactan en las perturbaciones y viceversa.

Mientras ya se tiene disponible una buena cantidad de información sobre los impactos del cambio climático en las especies y ecosistemas del mundo, desde el punto de vista de los bosques, se necesita mucho más información sobre los impactos en los bosques, las plagas forestales y las relaciones complejas que devienen con el cambio climático. La mayor parte de la información disponible viene de Europa y Norteamérica y, por lo tanto, hay una exigencia evidente de incrementar la investigación en otras regiones. Los insectos más estudiados pertenecen a los órdenes de lepidópteros y hemípteros, mientras hay información limitada sobre los coleópteros. También es escasa la información sobre los efectos del cambio climático en los simbioses y en las dinámicas de los huéspedes. Ulteriores estudios detallados sobre las plagas forestales importantes permitirían la elaboración de estrategias de contención para el futuro y contribuirían para que los responsables de la ordenación forestal y de la formulación de políticas se preparen mejor para los desafíos que tienen que ver con el cambio climático y propongan análisis sobre futuras adaptaciones de las plagas al cambio climático.

Con el acrecimiento del comercio mundial emergen nuevos desafíos debidos al aumento del riesgo y frecuencia de movimiento de las plagas (Evans, 2008). Cuando las plagas se expanden en nuevos territorios, en ausencia de un control de equilibrio proporcionado por los enemigos naturales, o si encuentran nuevas especies de huéspedes o las especies huéspedes naturales se propagan, se establecen oportunidades importantes para episodios de brotes que reducen el crecimiento de los bosques y producen la mortandad de los árboles. El desplazamiento gradual de la sostenibilidad climática en regiones previamente insostenibles del mundo, ofrece nuevas oportunidades para que las plagas forestales se establezcan en nuevas ubicaciones. Predecir y ordenar estas incursiones es el eje fundamental de este nuevo reto; prediciendo sobre todo cuales plagas tienen el potencial de volverse peligrosas en las nuevas ubicaciones. El conocimiento que se deriva de la habilidad de estas plagas de adaptarse a la transformación del clima en sus áreas de origen, puede ser una herramienta de gestión útil, pero se supone que el aumento de las oportunidades para que las plagas encuentren zonas ecoclimáticas nuevas y disponibles para el establecimiento, producirá nuevas infestaciones y desafíos en la ordenación de las plagas forestales.

El sector forestal necesita un seguimiento y control efectivos y la detección de actividades que permitan acciones tempranas para enfrentar el aumento o cambio en los brotes de plagas, incluyendo continuas evaluaciones de riesgo de plagas. Existe también la necesidad de prácticas alternativas para reducir la vulnerabilidad subsiguiente de los bosques, tales como plantar árboles tolerantes a las plagas, identificados por medio de programas de obtención vegetal. Hacemos notar, sin embargo, que es improbable que tales programas puedan predecir nuevos riesgos por plagas en tiempos oportunos, debido al desplazamiento de las especies que se adaptan a nuevos ambientes. Un análisis exhaustivo de riesgos, al igual que sistemas de ordenación basados en mejores conocimientos, usando una variedad de tecnologías de la información, tales como los modelos de simulación, los sistemas de información geográfica y la teledetección, podrían también tener un papel importante en la protección de la sanidad forestal ante los impactos del cambio climático y de las plagas forestales.

BIBLIOGRAFÍA

- Amman, G.D., McGregor, M.D. y Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) Servicio Forestal.
- Andrew, N.R. y Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. y Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., et al.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., et al.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., et al.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. y Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EE.UU.
- Berg, E.E., et al.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., et al.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., et al.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. y Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. y Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., et al.** 2005. Selection of discontinuous lifehistory traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619. 30
- Buse, A. y Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) undersimulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. y Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Roma, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. y Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. y Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Servicios

Forestales Canadienses, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.

- Ciesla, W.M. 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible en: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154ylangdisplay=english>
- Classen, A.T., *et al.* 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D. 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., *et al.* 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., *et al.* 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L. 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L. 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., *et al.* 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., *et al.* 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P. 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In World Meteorological Organization (WMO). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate Change*, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Ginevra, WMO.
- Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. y Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.
- De Lucia, E.H., *et al.* 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (disponible también en: www.defra.gov.uk/planth/pestnote/newram.pdf)
- Deutsch, C.A., *et al.* 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.
- Diekmann, M., *et al.*, (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Roma, Italia.
- Esper, J., *et al.* 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.
- Fitter, A.H. y Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.
- Fleming, R.A. y Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.

- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO. 32
- Organización Europea y Mediterránea de Protección de las Plantas (EPPO).** 2008. EPPO alert list. Disponible en: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Evans, H.** 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Roma, FAO.
- Organización Europea y Mediterránea de Protección de las Plantas (EPPO)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. y Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Forister, M.L. y Shapiro, A.M.** 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.
- Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. y Le Corff, J.** 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.
- Franco, A.M.A., et al.** 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.
- Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. y Travers, S.E.** 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.
- Gibbs, J.N. y Grieg, B.J.W.** 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.
- Gordo, O. y Sanz, J.J.** 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.
- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. y Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., et al.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. y Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. y Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. y Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. y Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D'Amore, D.V., Wittwer, D.T. y Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

- Hill, J.K., Thomas, C.D. y Blakeley, D.S. 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. y Zamora, R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13:493–500.
- Hogg, E.H. y Bernier, P.Y. 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. y Michaelian, M. 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. y Nordheim, E.V. 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. y Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. y Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.
- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. y Gómez-Gómez, B. 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. y Osterkamp, T.E. 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. y Peñuelas, J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., et al. 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., et al. 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., et al. 2008. Free air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190
- Kiritani, K. y Morimoto, N. 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J. 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Creado en 2001, modificado en 2005.
Disponible en: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62ylangdisplay=english>
- Kopper, B.J. y Lindroth, R.L. 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V. 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., et al. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.

- Lenoir, J., et al.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. y Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. y Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. y Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology y Management*, 68: 375–384.
- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., et al.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., et al.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., et al.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. y Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. y Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, US.
- Nealis, V. y Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canadá. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., et al.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., et al.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. y Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. y Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., et al.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. y Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. y Régnière, J. y Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51:295–305.

- Rank, N.E. y Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56:2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. y Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. y Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., et al.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, et al.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. y Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. y Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Servicios Forestales Canadienses (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (disponible en: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. y Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, EE.UU.
- Simard, I., Morin, H. y Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canadá. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.
- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. In *Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Sudáfrica, 9–16 de mayo de 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. y Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., et al.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. y Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EE.UU.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. y Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., et al.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., et al.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360:339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. y Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F, Régnière, J. y Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.

- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. y Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33:1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P., Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. y Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., et al.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.
- Vanhanen, H., et al.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., et al.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. y Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., et al.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. y Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. y Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. y Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. y Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., et al.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., et al.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. y Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canadá.
- Westgarth-Smith, et al.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. y Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. y Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. y Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, et al.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.

- Wolf, A., Kozlov, M.V. y Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. y Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented Dothistroma needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., et al.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

Descargo de responsabilidad

Esta publicación pertenece a una serie de documentos de la FAO sobre aspectos relacionados con la sanidad y bioseguridad forestal. El cometido de estos documentos es suministrar información sobre las actividades y programas actuales y estimular el debate.

Las designaciones empleadas y la presentación de materiales en esta publicación no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

Los comentarios y sugerencias serán siempre bienvenidos.

Para mayor información se ruega contactar a:

Gillian Allard
Oficial forestal (Protección y sanidad forestal)
División de Ordenación Forestal
Departamento Forestal
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Roma, Italia
Tel.: (+39) 06 5705 3373
Correo electrónico: gillian.allard@fao.org

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a Pierre Bernier y Jacques Régnière, de los Servicios Forestales Canadienses, Recursos Naturales de Canadá, por la revisión de esta publicación y por la valiosa información adicional que ofrecieron. El agradecimiento es también extensivo a Roberto Cenciarelli por la fotografía de la portada y diseño de este documento.

En la portada:

Procesionaria del pino, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Cánceres y derrames de savia del roble de California (*Quercus agrifolia*) causados por la infección denominada muerte repentina del roble (*Phytophthora ramorum*)(Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

El color rojo del follaje es indicativo del ataque del escarabajo descortezador (*Dendroctonus ponderosae*)(Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Departamento Forestal
Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación**

Documentos de trabajo sobre sanidad y bioseguridad forestal

Los impactos del cambio climático en la sanidad forestal

Beverly Moore y Gillian Allard

Noviembre de 2008

ÍNDICE

1.	Introducción	1
2.	Conocimiento actual y expectativas futuras.....	3
3.	Impactos en los bosques y en el sector forestal.....	7
4.	Impactos en las plagas forestales	11
	4.1. Impactos directos.....	11
	4.2. Impactos indirectos del cambio climático en los árboles huéspedes.....	16
	4.3. Impactos indirectos en la ecología de la comunidad.....	19
5.	Especies de plagas forestales influenciadas por el cambio climático	21
	5.1. Insectos	21
	5.2. Patógenos.....	30
	5.3. Otras plagas	32
6.	Resumen y conclusiones	33
	Bibliografía.....	35

1. INTRODUCCIÓN

El clima mundial está cambiando. Las temperaturas en aumento y los niveles de dióxido de carbono en la atmósfera, al igual que los cambios en las precipitaciones y en la frecuencia y gravedad de los eventos climáticos extremos, son sólo algunos ejemplos de los cambios que se están dando. Estos cambios están impactando fuertemente en los bosques del mundo y en el sector forestal, con temporadas de crecimiento de los cultivos cada vez mayores, cambios en la propagación de las especies de insectos y en la frecuencia de los incendios forestales.

Hoy en día, es de importancia fundamental comprender mejor las relaciones complejas entre el cambio climático, los bosques y las plagas forestales, para garantizar que quienes se ocupan de la ordenación, sanidad y protección forestal se organicen ante las variaciones en la ocurrencia e impacto de las enfermedades por plagas nativas y exóticas.

Esta publicación ofrece un análisis del estado actual del conocimiento sobre los efectos que produciría el cambio climático sobre las plagas forestales y sus repercusiones en la ordenación, sanidad y protección de los bosques. Debido a la investigación, relativamente limitada, que se ha dedicado específicamente a las plagas forestales, se han incluido también algunas plagas no forestales para contribuir a una mejor comprensión de los impactos potenciales del cambio climático sobre la sanidad forestal.

2. CONOCIMIENTO ACTUAL Y EXPECTATIVAS FUTURAS

El clima del mundo está cambiando. Si bien es cierto, existen diferencias climáticas naturales, el cambio atmosférico del que estamos más preocupados se refiere a las alteraciones del efecto invernadero, causadas por la actividad del hombre. EL IPCC (Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático, cuyas siglas corresponden a las del término en inglés), en su Cuarto Informe de Evaluación, concluyó con mayor certeza que el cambio climático mundial es inequívoco y la opinión ampliamente generalizada es que resulta, fundamentalmente, de los efectos de la emisión del dióxido de carbono (CO₂) y otros gases de efecto invernadero (GEI) como el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), producidos por la actividad humana.

Esta conclusión se basa en una buena cantidad de observaciones sobre el clima de la tierra, incluyendo los siguientes aspectos (IPCC, 2007):

- La temperatura de la superficie terrestre aumentó en un valor estimado de 0,74 grados Celsius (°C) durante el siglo pasado. En un período de cincuenta años (de 1956 a 2005) la tendencia al recalentamiento fue casi el doble de la de los últimos cien años (1906–2005). Once de los 12 años, de 1995 a 2006, están entre los más calientes que se haya registrado (desde 1850, cuando se comenzó a calcular suficientemente la temperatura de todo el mundo). El aumento de la temperatura está afectando todo el mundo y es mayor en las latitudes septentrionales más altas. En los últimos 50 años, los días y las noches de frío, al igual que las heladas, se han vuelto menos frecuentes en la mayor parte de las tierras emergidas; mientras los días y noches calientes y las olas de calor se han vuelto más frecuentes.
- Como consecuencia del calentamiento global, se ha reducido la extensión de la nieve y del hielo. Los glaciares de las montañas y la cobertura de nieve se han reducido en promedio en todo el mundo. El área máxima de suelos helados estacionalmente, en el hemisferio norte, se ha reducido en siete por ciento desde 1900, con contracciones durante la primavera de hasta el 15 %. Los datos satelitales, desde 1987, muestran también que la extensión de hielo del océano glacial ártico, durante el verano, se ha reducido en más del 20 por ciento.
- Desde 1961, los océanos del mundo han estado absorbiendo más del 80 % del calor agregado al clima, causando la expansión de las aguas y contribuyendo, por lo tanto, al incremento en el nivel del mar. Esta expansión ha sido la causa principal del incremento en el nivel del mar entre 1993 y 2003. El derretimiento de los glaciares y las pérdidas producidas por el deshielo en los casquetes glaciares de Groenlandia y de la Antártica contribuyen también al incremento actual en el nivel del mar. Desde 1975, la frecuencia de niveles del mar extremadamente mayores, ha crecido en una buena cantidad de sitios de todo el mundo.
- De 1900 a 2005 se han observado precipitaciones significativas en las regiones orientales de las Américas meridional y septentrional, Europa del norte y Asia central y septentrional. En muchas áreas se ha incrementado la frecuencia de eventos de precipitaciones abundantes. Por el contrario, las precipitaciones han disminuido en las zonas del Sahel, del Mediterráneo, del sur de África y en partes del Asia meridional. Las sequías se han vuelto más prolongadas e intensas en todo el mundo y han afectado áreas cada vez más extensas desde la década de 1970, sobre todo en las zonas tropicales y subtropicales.

- Se han observado evidencias del incremento de intensidad en las actividades ciclónicas de las zonas tropicales del Atlántico norte desde 1970, aproximadamente, y hay indicios de incrementos de actividades similares en otras regiones.

Pronósticos para el futuro

El IPCC ha realizado una serie de pronósticos sobre los cambios climáticos futuros (IPCC, 2007). Se prevé un calentamiento que ronda los 0,2 °C por década en los próximos veinte años; los pronósticos de temperaturas más allá de este período dependen de las perspectivas específicas de emisiones. Incluso si todas las concentraciones de los GEI y aerosoles se mantuvieran constantes al nivel del año 2000, se esperaría un calentamiento ulterior por el orden de 0,1 °C por década. El gradiente total del aumento de la temperatura previsto, basado en seis expectativas de emisiones, es de 1,1 a 6,4 °C para finales del siglo. El mejor rango estimado de incremento de temperatura previsto, que se extiende del punto medio de la perspectiva menor de emisión hasta el punto medio de la perspectiva mayor de emisión, es de 1,8 a 4,0 °C a finales del siglo. Es muy probable que las emisiones continuas de GEI en, o por encima de, los índices actuales causarían un calentamiento ulterior e induciría muchos cambios en el sistema climático mundial durante el siglo XXI, que serían mayores de los que se han observado durante el siglo XX.

Desde el punto de vista geográfico, la tendencia al calentamiento prevista para el siglo XXI se presume similar a las tendencias observadas en las últimas décadas, por lo que se espera un mayor incremento en las temperaturas sobre las zonas de mayor latitud septentrional, y un aumento de menores dimensiones en los mares del sur (cerca de la zona antártica) y en la parte septentrional del Atlántico norte. Es muy probable que se observen, con mayor frecuencia, incidentes de calores extremos, olas de calor y precipitaciones abundantes. Es muy probable, además, un aumento de las precipitaciones en las latitudes elevadas, mientras se observarán probables disminuciones en muchas regiones subtropicales, por ejemplo en la República Árabe de Egipto. También es posible que los ciclones tropicales futuros (tifones y huracanes) se vuelvan más intensos, con ráfagas máximas de velocidad de los vientos y precipitaciones más abundantes asociadas con el calentamiento de los mares tropicales. Se prevé una contracción del área de cobertura de nieve y se prevén aumentos generales en el descongelamiento de la mayor parte de las regiones permagélidas; así como, además, una reducción en los mares glaciares del Ártico y Antártico. En algunos pronósticos, el hielo del mar Ártico podría desaparecer casi completamente, a finales del verano, hacia finales del siglo XXI. Cambios de esta magnitud producirían la desaparición de los climas terrestres existentes (sobre todo en América del Sur, África y Siberia) y la subsiguiente aparición de climas nuevos (sobre todo en los trópicos), que afectarían del 10 al 40 % de la masa terráquea del globo (Williams, Jackson y Kutzbach, 2007).

Los cambios climáticos están impactando en los ecosistemas del mundo y se calcula que la magnitud de estos impactos crecerá a la par de las temperaturas, durante todo el siglo. Muchas especies y ecosistemas posiblemente no se adaptarán a los efectos del calentamiento mundial y a las alteraciones correspondientes –tales como inundaciones, sequías, fuegos arrasadores y brotes de insectos– agravadas por otros factores de estrés, a saber, cambios en las prácticas de utilización de tierras, sobreexplotación de los recursos, contaminación y fragmentación de los sistemas naturales. Si la temperatura promedio del mundo aumentara más de 1,5 °C a 2,5 °C, se calcula que del 20 al 30 % de las especies de plantas y animales se expondría a enormes riesgos de extinción (IPCC, 2007). También se presagian cambios sustanciales en la estructura y función de los ecosistemas, en las interacciones ecológicas entre especies y en el

ámbito geográfico, con consecuencias enormemente negativas para la diversidad biológica y para los bienes y servicios del ecosistema (Lewis, 2006; IPCC, 2007).

3. IMPACTOS EN LOS BOSQUES Y EN EL SECTOR FORESTAL

El cambio climático –en particular el aumento continuo de la temperatura y los niveles cada vez mayores de dióxido de carbono en la atmósfera, al igual que las variaciones en las precipitaciones y en la frecuencia de eventos climáticos extremos– está produciendo enormes impactos en los bosques y en el sector forestal de todo el mundo. Un sondeo de opiniones sobre los ecosistemas forestales, realizado por un grupo de científicos y expertos de renombre internacional, indica que mientras los principales impactos climáticos previstos son inequívocos, hay menor concordancia entre expertos, en general, sobre muchos otros cambios (Morgan, Pitelka y Shevliakova, 2001).

Productividad y sanidad

La productividad forestal y la diversidad de especies aumentan, característicamente, a la par del incremento de la temperatura, de las precipitaciones y en la disponibilidad de sustancias nutritivas, aunque las especies pueden ser diferentes en cuanto a su tolerancia (Das, 2004). Como factores clave de regulación de muchos procesos biogeoquímicos de la tierra –respiración de los suelos, descomposición de la cubierta vegetal muerta, mineralización y nitrificación del nitrógeno, desnitrificación, emisiones de metano, dinámicas de crecimiento de las raíces, productividad y capacidad de absorción de sustancias nutritivas de las plantas– los cambios en la temperatura alterarán drásticamente y de muchas formas, con mucha probabilidad, las dinámicas de los ecosistemas forestales (Norby *et al.*, 2007). Los impactos de las temperaturas elevadas, sobre los árboles y las plantas, cambiarán con el pasar de los años ya que el calentamiento puede relajar los factores de estrés de las plantas durante períodos más fríos e incrementarlos durante los períodos más calientes (Garrett *et al.*, 2006).

En Alaska central, la degradación del permafrost es difundida y está produciendo rápidamente grandes cambios en el ecosistema desde los bosques de abedul hasta los terrenos pantanosos y ciénagas (Jorgenson *et al.*, 2001). Se ha reportado también la degradación del permafrost en el Canadá occidental, como consecuencia del calentamiento, donde las ciénagas forestales se están convirtiendo en pantanales pobres y carentes de bosques, como consecuencia del aumento en el nivel de las aguas (Vitt, Halsey y Zoltai, 2000). El enebro amarillo (*Chamaecyparis nootkatensis*), de norma una especie sumamente resistente y con capacidad de recuperación, está desapareciendo en unas 200 000 ha de Alaska y de Canadá, ya que el derretimiento temprano, en la primavera, expone las raíces poco profundas a quiebres y muerte producidas por la congelación de primavera (Hennon y Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

La disponibilidad de humedad en los bosques se verá fuertemente afectada por los cambios tanto en las temperaturas como en las precipitaciones. Las temperaturas más cálidas producen mayores pérdidas de agua por evaporación y evapotranspiración y pueden reducir también la capacidad de las plantas de hacer un uso más eficiente del agua (Mortsch, 2006). Las estaciones más cálidas, cada vez más prolongadas, pueden intensificar estos efectos, aumentando los factores de estrés por humedad y sequías. Estas condiciones pueden disminuir el crecimiento y afectar la sanidad de los árboles aunque la gravedad de los impactos depende de las características de los bosques, de las estructuras de clases de edad y de la profundidad y tipo de los suelos (Mortsch, 2006). Las plántulas jóvenes (p. ej., las de semillero o los arbustos jóvenes) son particularmente vulnerables, mientras los árboles más grandes, con sistemas de raíces más desarrollados y mayores depósitos de sustancias nutritivas y carbohidratos tienden a ser menos vulnerables a las sequías, aunque estén siendo golpeados

por afectaciones más graves. Los árboles y plantas de raíces poco profundas, al igual que las especies arbóreas que crecen en suelos poco profundos, son más vulnerables ante el déficit hídrico. Los árboles con raíces profundas pueden absorber el agua de mayores profundidades y, por lo tanto, no están tan expuestos a estrés hídrico. Los factores de estrés causados por la humedad y la sequía pueden impactar también en la sanidad forestal, aumentando la vulnerabilidad ante alteraciones tales como parásitos de insectos, agentes patógenos e incendios forestales.

El álamo temblón falso (*Populus tremuloides*) del Canadá occidental ha mostrado una disminución en su productividad y muerte regresiva tras las graves sequías en 2001–2003, con efectos que se han manifestado durante años (Hogg, Brandt y Michaelian, 2008). El aumento de la muerte regresiva ha sido agravado por ataques de insectos defoliadores, lignívoros y patógenos (Hogg y Bernier, 2005; Hogg, Brandt y Michaelian, 2008). Se ha observado una disminución de terrenos inclinados y la sustitución del rodal de hayas (*Fagus sylvatica*) en el borde inferior de los bosques en España y otros países del sur de Europa, como consecuencia de las sequías (Jump, Hunt y Peñuelas, 2006). En Italia, España y Portugal los robles autóctonos están disminuyendo debido al calentamiento, a las sequías o a las especies *Phytophthora*, y en España, los *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, y *P. pinea* han estado mostrando decadencia y muerte regresiva (Resco de Dios, Fischer y Colinas, 2007).

Los mayores niveles atmosféricos de CO₂ producen altos índices de crecimiento y un uso más eficiente del agua en las plantas y árboles siempre que haya una suficiente cantidad de otros factores, tales como el agua y las sustancias nutritivas (p. ej., nitrógeno, fósforo, azufre y algunos micronutrientes). Se ha observado, sin embargo, que este efecto positivo disminuye al aumentar las concentraciones (Stone, Bhatti y Lal, 2006). Sin embargo, las instalaciones actuales para el enriquecimiento del carbón del aire libre han demostrado un incremento continuo del 23 %, durante varios años, con un enriquecimiento de 175 ppm sobre una concentración de 375 ppm de CO₂ (Norby *et al.*, 2005). Los niveles elevados de dióxido de carbono pueden inducir cambios en la estructura de las plantas y mayores diámetros en los troncos y ramas (Garrett *et al.*, 2006). Es importante poner en evidencia que la reacción de las plantas al enriquecimiento del CO₂ puede ser diferente de especie a especie y en relación con las condiciones ambientales que probablemente producen cambios sustanciales en la composición de las especies y en las dinámicas de los ecosistemas terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). El aumento simultáneo en las concentraciones del ozono al nivel del terreno (O₃) puede disminuir la productividad de los árboles (Karnosky *et al.*, 2005) y aumentar la vulnerabilidad ante agentes patógenos (Karnosky *et al.*, 2002), mientras el N₂O puede aumentar el crecimiento de ecosistemas en condiciones de supresión de nitrógeno, tales como los bosques boreales (Stone, Bhatti y Lal, 2006).

Distribución

Las respuestas coherentes o “rastros” de las especies y comunidades al cambio climático están asociadas típicamente con los cambios en su distribución geográfica, sobre todo en sus extremos latitudinales o altitudinales. En la distribución de las plantas y árboles forestales se prevé cambios en dirección norte o hacia mayores altitudes como respuesta a un clima más cálido (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

En un estudio reciente, Lenoir *et al.*, (2008) compararon la distribución altitudinal de 171 especies de plantas forestales entre dos períodos (1905–1985 y 1986–2005) en Europa occidental, llegando a la conclusión de que el calentamiento del clima había producido un cambio ascendente en la disposición de las especies en tierras altas (altitud de máxima

probabilidad de presencia), con promedios de 29 m por década. Este estudio demostró que el cambio climático afecta no solamente el ámbito de las especies en sus rangos de distribución, sino también el núcleo espacial del ámbito distribucional de las especies arbóreas (Lenoir et al., 2008). Se observó que las especies más veloces en reubicarse eran aquellas de ciclos de vida más breves y de ciclos de producción más rápidos (tales como las hierbas, helechos y musgos); por su lado, los árboles y arbustos con ciclos de vida mayores no mostraron cambios/desplazamientos significativos y, por lo tanto, son objeto de mayores amenazas por los impactos del cambio climático debido a que no se pueden adaptar a las condiciones locales con la suficiente rapidez para reasentarse. Estos cambios en la distribución, sin duda alguna, producirán ecosistemas forestales muy diferentes de los que logramos observar en la actualidad. Un estudio similar, en 25 montañas de Suiza, ofreció ilustraciones sobre el hecho de que la flora alpina se ha estado extendiendo hacia las cimas desde 1940 (Parmesan, 2006). Este movimiento ascendente de los árboles se ha observado también en Siberia, en las montañas rocosas canadienses y en Nueva Zelanda; y se han observado desplazamientos hacia el norte en Suecia y en el Canadá oriental (Parmesan, 2006). Los bosques higrofiticos nubosos, de altas elevaciones en las zonas tropicales, están mostrando también señales de desplazamiento hacia mayores altitudes, aunque no todos los componentes de estos ecosistemas parecen estar dejando rastros (Jones *et al.*, 2008).

El ritmo de estos cambios, sin embargo, no será determinado solamente por las temperaturas, sino que dependerá de una buena cantidad de factores, por ejemplo, el índice de dispersión de las semillas en nuevas regiones que son aceptables desde el punto de vista climático (con condiciones de humedad propias, características del suelo y disponibilidad de sustancias nutritivas), la posible intervención del hombre para promover el movimiento de las especies y cambios en los regímenes de perturbación (Shugart, Sedjo y Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Alteración en el bosque

Los bosques están sujetos a una gran cantidad de perturbaciones que, a su vez, están enormemente afectadas por el clima. Las perturbaciones tales como el fuego, sequías, deslizamientos, invasiones de especies, brotes de insectos, enfermedades y tormentas (huracanes, tormentas convectivas y tormentas de hielo) influyen en la composición, estructura y función de los bosques (Dale *et al.*, 2001). Se presume que el cambio climático impactará en la vulnerabilidad de los bosques ante las perturbaciones y afectará también la frecuencia, intensidad, duración y ritmos de las perturbaciones mismas. Por ejemplo, el aumento de materiales combustibles, mayores temporadas de exposición a incendios y la incidencia de condiciones ambientales de incendios más extremos, como consecuencia del cambio climático, se supone incrementarán la actividad de incendios en los bosques (Mortsch, 2006). El cambio climático afectará también las dinámicas de las perturbaciones de las plagas forestales autóctonas, de insectos y patógenos, facilitando al mismo tiempo el establecimiento y la difusión de las especies extranjeras.

Estos cambios en las dinámicas de las perturbaciones, además de los impactos directos del cambio climático sobre los árboles y los ecosistemas forestales, pueden tener efectos devastadores sobre todo por las relaciones complejas entre el clima, los factores de perturbación y los bosques. Cada una de estas perturbaciones puede aumentar la vulnerabilidad de los bosques ante otras perturbaciones. Por ejemplo, los bosques de pinos centroamericanos han sido infestados por los barrenillos, principalmente por los escarabajos del pino sureño (*Dendroctonus frontalis*) en asociación con otras especies de *Dendroctonus* y barrenadores, después de los daños causados por el Hucarán Mitch de 1998. El brote de estos insectos causó una mortandad ulterior en estos árboles, aumentando la disponibilidad de

materiales inflamables en todos los bosques de la región, agrandando a su vez el riesgo de incendios inminentes (mayores detalles en el Capítulo 5). Las previsiones sobre los impactos futuros del cambio climático en los factores de perturbación de los bosques, se vuelven más difíciles al tomar en cuenta estas interacciones.

El sector forestal

Todos estos impactos en los árboles y bosques, sin lugar a dudas, producirán impactos generalizados en el sector forestal. Los cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales y bosques plantados (debido a los cambios en las temperaturas y a los regímenes de las precipitaciones) y los eventos extremos y desastres (huracanes, sequías, incendios y enfermedades) producirán impactos negativos en la función productiva de los ecosistemas forestales que, a su vez, repercutirán en las economías locales (FAO, 2005). Los modelos de producción y comercialización de los productos forestales se verán alterados por las especies que crecerán más competitivamente en regiones de mayores altitudes y latitudes. Por el contrario, los mercados se podrían saturar debido al aumento de la mortalidad arbórea producida por infestaciones de plagas, tal y como se ha experimentado con el escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) en las montañas canadienses. La disminución de los servicios de los ecosistemas forestales –especialmente la regulación del ciclo del agua, la protección del suelo y la conservación de la diversidad biológica– como resultado del cambio climático, puede significar el aumento de la vulnerabilidad social y ambiental.

Mientras con probabilidad el cambio climático incrementará la producción maderera y abatirá los precios del mercado, en general, el aumento de la producción no se dará de manera uniforme en todo el mundo; algunas áreas experimentarán condiciones mejores que otras (Pérez-García *et al.*, 2002). Por ejemplo, los bosques de baja productividad debido a las sequías probablemente experimentarán ulteriores disminuciones en la productividad, mientras las áreas donde la temperatura limita la productividad podrían salir beneficiadas por el aumento de la temperatura.

4. IMPACTOS EN LAS PLAGAS FORESTALES

Se prevén variaciones en los modelos de perturbación, en un entorno de cambios climáticos producidos por las plagas forestales (insectos, agentes patógenos y otras plagas) como resultado del aumento de las temperaturas, cambios en las precipitaciones, acentuación de la frecuencia de las sequías y mayores concentraciones de dióxido de carbono. Estos cambios tendrán un papel fundamental en la transformación de los bosques y el sector forestal del mundo.

Hay evidencias en los registros fósiles de que los episodios históricos de rápidos calentamientos globales estuvieron siempre acompañados por mayores niveles de insectos herbívoros (Currano *et al.*, 2008). Estas evidencias, al igual que las observaciones en los bosques de abedules de Europa del norte (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov y Callaghan, 2008), confirman las previsiones de que se incrementarán las tendencias actuales de presencia e herbívoros (DeLucia *et al.*, 2008).

Se ha observado que los insectos y agentes patógenos responden al calentamiento en todas las formas esperadas, desde cambios en su fenología y distribución hasta influencias en las dinámicas y composiciones comunitarias (Menéndez, 2007). Mientras algunos impactos del cambio climático podrían ser beneficiosos en cuanto a protección de la sanidad forestal (p. ej., el incremento de la mortandad invernal de algunos insectos debido a la cubierta de nieve; la reducción en el desarrollo de las larvas y el aumento de la mortandad durante las sequías), muchos impactos serán enormemente perjudiciales (p. ej., índices acelerados de desarrollo de insectos, expansiones del radio de acción de las plagas) (Ayres y Lombardero, 2000).

El cambio climático puede afectar las plagas forestales y el daño que éstas causan por medio de: impactos directos en su desarrollo, supervivencia, reproducción, distribución y expansión; alteración de la fisiología y defensas del árbol huésped; impacto en las relaciones entre plagas, su medio ambiente y otras especies, por ejemplo, enemigos, competidores y mutualistas.

4.1. Impactos directos

El clima, las temperaturas y las precipitaciones en particular, tienen una influencia enorme en el desarrollo, reproducción y supervivencia de plagas de insectos y agentes patógenos y, como resultado, es altamente probable que estos organismos se vean afectados por cualquier cambio en el clima. Por su naturaleza de organismos de sangre fría, los insectos y agentes patógenos forestales pueden responder rápidamente a sus ambientes climáticos, impactando directamente en su desarrollo, supervivencia, reproducción y expansión. Con sus tiempos de reproducción cortos, alta movilidad y altos índices de reproducción, es probable que respondan con mayor rapidez al cambio climático que los organismos con ciclos mayores de vida, tales como las plantas y mamíferos superiores (Menéndez, 2007) y, por lo tanto, sean los primeros en predecir los cambios climáticos.

El impacto del cambio climático en la frecuencia e intensidad de los brotes de insectos es menos evidente, principalmente porque no hay suficientes datos a largo plazo para realizar los análisis correspondientes. Hay evidencias de que los brotes de polillas de las yemas en los alerces (*Zeiraphera diniana*) de Suiza se han detenido esencialmente en los últimos 30 años (Esper *et al.*, 2007) mientras, por el contrario, los brotes del tórtix de las yemas de las piceas (*Choristoneura fumiferana*) en el Canadá oriental parecen haber aumentado en frecuencia y en gravedad en los últimos 200 años, aunque no está claro el papel que podría tener el cambio climático al respecto (Simard, Morin y Lavoie, 2006).

Fisiología

La influencia del clima en los insectos puede ser directa (como factor de mortalidad) o indirecta (influyendo en el índice de crecimiento y desarrollo). Ya se empieza a disponer de alguna información sobre los impactos del aumento del CO₂, y del O₃, pero sólo para medios ambientes específicos (p. ej., Karnosky *et al.*, 2008) y sólo información parcial es disponible sobre el cambio en los niveles de rayos ultravioleta B (UVB) y en los regímenes alterados de las precipitaciones. Por estas razones, esta publicación se concentrará en los impactos de la temperatura. La temperatura se considera el factor más importante del cambio climático que influye en la fisiología de las plagas de insectos (Bale *et al.*, 2002). Las precipitaciones, sin embargo, pueden ser un factor muy importante en la epidemiología de muchos agentes patógenos que dependen de la humedad para su propagación, tales como el hongo que daña los ramillos y acículas de los pinos (*Mycosphaerella pini*).

La magnitud de los impactos de la temperatura en las plagas de insectos cambiará entre especies, dependiendo de su medio ambiente, historia de vida y capacidad de adaptación. Las especies flexibles que son polífagas, ocupan diferentes tipos de hábitats en una amplia gama de latitudes y altitudes, y muestran alta plasticidad fenotípica y genotípica, tienen menor probabilidad de ser afectadas negativamente por los cambios climáticos que las especies que se establecen en nichos estrechos en ambientes extremos (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

En el Reino Unido muchas especies de mariposas especialistas están disminuyendo su abundancia, especialmente las especies de las superficies forestales; muchas especies de las praderas acuáticas y algunas especies generalistas están aumentando (Thomas, 2005). Tres cuartos de las 46 especies de mariposas inglesas han disminuido debido a pérdidas de hábitat en el borde septentrional de su ámbito de acción; el 38 % de las especies especialistas está disminuyendo, mientras el 50 % de especies generalistas móviles (plagas) está aumentando (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) ilustraron la importancia del aumento del clima y de la pérdida de hábitats, al enfrentar las extinciones locales de las especies de mariposas septentrionales en la zona norte del Reino Unido, en las décadas recientes.

El aumento de las temperaturas de verano generalmente acelera el índice de desarrollo de los insectos y aumenta su capacidad reproductiva, mientras las temperaturas más altas en invierno pueden aumentar la supervivencia invernal (Ayres y Lombardero, 2000; Logan, Régnière y Powell, 2003). Tal vez el mejor ejemplo de estos impactos es el del escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) que ha llegado a proporciones epidémicas en el Canadá occidental durante varios años. En los años sucesivos de inviernos no muy fríos disminuyó la mortandad en las épocas de hibernación, lo que generó una destrucción masiva de los pinos de la región, particularmente de los pinos torcidos (*Pinus contorta*). La disminución de la capa de nieve, asociada con las temperaturas invernales más altas, pueden también disminuir la supervivencia invernal de muchos insectos forestales que invernan en la cubierta vegetal muerta donde están protegidos por la nieve de las bajas temperaturas potencialmente letales (Ayres y Lombardero, 2000).

El impacto de un cambio en la temperatura será variable en dependencia de las zonas climáticas. En las regiones templadas, se espera que el aumento de las temperaturas disminuya la supervivencia invernal, mientras en muchas regiones del norte, las altas temperaturas aumentarán las temporadas de verano y, por lo tanto, se incrementará el crecimiento y la reproducción (Bale *et al.*, 2002). Debido a un control ambiental más severo y a mayores cambios pronosticados en las temperaturas de las regiones boreales y polares, se espera que los impactos de la temperatura sean mayores en las especies de esas regiones que

en las especies de las zonas templadas o tropicales. (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) observaron que la riqueza de especies de insectos está aumentando en los hábitats frescos del hemisferio norte, aunque están creciendo a ritmo más lento que las mariposas del Reino Unido. Las especies a lo largo de todo el Reino Unido están disminuyendo más rápidamente en el sur, mientras están incrementando las especies cuya distribución se está orientando en dirección sur (Conrad *et al.*, 2004).

Sin embargo, Deutsch *et al.*, (2008) sugieren que, en ausencia de factores de mejoras (tales como migración y adaptación), los mayores riesgos de extinción producidos por el cambio climático se darán en las zonas tropicales. El calentamiento en los trópicos, aunque es menor proporcionalmente, podría causar efectos desastrosos porque los insectos tienen radios de sostenibilidad climática menores comparados con las especies de latitudes altas y ya están viviendo muy cerca de su temperatura óptima (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew y Hughes (2005) no observaron gradientes latitudinales de riqueza de especies hemípteras sobre las acacias de Australia oriental, pero notaron que con el avanzar del cambio climático, un desplazamiento de las especies tropicales hacia mayores altitudes aumentaría la diversidad en las zonas templadas. En los bosques tropicales de Australia del norte, los cambios climáticos están acelerando las extinciones debido a la desaparición de los climas y hábitats, al estar pobladas las montañas de gran biodiversidad por especies endémicas de cortos radios de acción y especializadas (Williams, Bolitho y Fox, 2003). En un estudio sobre la mariposa del espino blanco (*Aporia crataegi*) en las Sierras de Guadarrama de España central, Merrill *et al.* (2008) sugieren que las limitaciones térmicas, y no las interacciones bióticas, restringen la distribución de estos insectos en su borde meridional y señalan que la distribución de las plantas huéspedes puede comprimir tranquilamente los límites fríos de las especies especialistas de las zonas templadas.

Algunas plagas importantes de insectos forestales tienen asociaciones significativas con hongos simbióticos pero hay información limitada sobre la forma en que los cambios climáticos pueden afectar estos simbioses y, por lo tanto, afectar indirectamente las dinámicas de las poblaciones huéspedes. En algunos casos los huéspedes y sus simbioses pueden resultar afectados de la misma forma por el cambio climático mientras, en otros casos, los huéspedes y simbioses pueden ser afectados de forma asimétrica, disociando efectivamente la simbiosis (Six, 2007).

Distribución

El clima tiene un papel fundamental en la definición de los límites de distribución de las especies de insectos. Con los cambios en el clima, estos límites cambian a la par de la expansión de las especies en las altitudes y latitudes más elevadas y desaparecen de las áreas que se han convertido en insostenibles climáticamente (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Estos cambios se están dando en las especies cuyas distribuciones están siendo limitadas por las temperaturas como muchas especies de las regiones templadas y del norte.

Hoy en día resulta muy claro que el desplazamiento del radio de acción de las especies hacia los polos, o hacia las zonas altas, se ha dado en muchos grupos taxonómicos, en una gran variedad de ubicaciones geográficas durante el siglo XX. Parmesan y Yohe (2003) informaron que en más de 1 700 especies del hemisferio norte se habían observado desplazamientos significativos que rondaban los 6,1 km por década hacia los polos (o 6,1 m por década de desplazamiento ascendente).

El ámbito de expansión de muchas especies de mariposas ha sido, en particular, bien documentado. Parmesan *et al.*, (1999) observaron un desplazamiento hacia los polos de 35 a 240 km en 22 de las 35 especies de mariposas europeas no migratorias durante el último siglo. Wilson *et al.* (2005) observaron que los límites inferiores de elevación de 16 especies de mariposas en España central han incrementado su promedio de al menos 212 m en 30 años, aumento atribuido al incremento de 1,3 °C promedio en la temperatura anual. Wilson *et al.* (2007) observaron desplazamientos ascendentes en las colinas de aproximadamente 293 m, en las comunidades de mariposas de la Sierra de Guadarrama de España central, entre 1967–1973 y 2004–2005 como resultado del aumento del clima. Los cambios climáticos pueden debilitar también la asociación entre sostenibilidad climática y sostenibilidad ambiental.

Las plagas forestales también se están manifestando fuera de los ámbitos tradicionales de infestación y en intensidades nunca antes observadas. Algunos ejemplos de especies de plagas forestales que han respondido o se prevé que respondan a los cambios climáticos alterando su distribución son las siguientes:

- Una mayor epidemia del escarabajo descortezador del pino (*Dendroctonus ponderosae*) se ha estado esparciendo en dirección norte y ascendente en las altitudes del Canadá occidental (Colombia Británica y más recientemente en Alberta) durante varios años.
- Las temperaturas más calientes han influido en el escarabajo del pino sureño (*Dendroctonus frontalis*) incrementando su radio de presencia en los EE.UU.
- Jepsen *et al.* (2008) documentan amplias evidencias de brotes hacia el norte que incrementan el radio de expansión de dos geométridos (la falena invernal, *Operophtera brumata*, y la mariposa nocturna autumnal, *Epirrita autumnata*) en Escandinavia.
- La oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) se ha expandido enormemente en latitud y altitud por toda Europa.
- La oruga procesionaria de la encina (*T. processionea*) ha cambiado su distribución hacia el norte en Europa en la segunda mitad del siglo XX.
- La roya del grosellero europeo *Melampsora allii-populina* se está desplazando probablemente hacia el norte con el aumento de las temperaturas de verano.
- Para el hongo de las raíces *Phytophthora cinnamomi* se prevé una expansión hacia las regiones más frías de Europa y ha crecido su perjudicialidad con las perspectivas del cambio climático y el aumento de las temperaturas promedio.

La capacidad de respuesta de una especie ante el calentamiento global y su expansión dependen de una cantidad de características de su historia de vida, y se observa una gran variedad de respuestas posibles entre las diferentes especies. Bale *et al.* (2002) observaron que las especies de insectos de rápido crecimiento, sin huevos en diapausa, o las que no dependen de las bajas temperaturas para inducir la diapausa, responderán al aumento de las temperaturas expandiendo su distribución; mientras las especies de crecimiento más lento que necesitan de las bajas temperaturas para inducir la diapausa (p. ej., las especies boreales y de montaña del hemisferio norte) sufrirán enormes reducciones. Las especies de ámbitos restringidos, sobre todo las especies polares y de montaña, sufren mayores contracciones que otros grupos y se consideran en mayor riesgo de extinción debido al cambio climático reciente (Parmesan, 2006). Los cambios de radio de acción pueden ser limitados por factores como la longitud del día o la presencia de competidores, predadores o parasitoides (Walther *et al.*, 2002). Por ejemplo, el radio de expansión de los insectos que necesitan de huéspedes

determinados (especialistas) puede encontrarse limitado debido al menor índice de expansión de sus especies de plantas huéspedes (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001).

Fenología

La fenología es la “puntualidad” en las actividades estacionales de las plantas y animales como el florecimiento o la reproducción. Ya que en muchos casos depende de la temperatura, se puede esperar que la fenología se vea afectada por el cambio climático. Este es uno de los impactos del cambio climático más fáciles de observar y analizar (Gordo y Sanz, 2006) y, desde luego, el más documentado en cuanto a una amplia gama de organismos, desde las plantas hasta los vertebrados (Root *et al.*, 2003). Entre las actividades más comunes a las cuales se puede dar seguimiento y control se incluyen la reproducción temprana o el primer canto de los pájaros, el arribo temprano de las aves migratorias, la aparición temprana de las mariposas, el desove temprano de los anfibios y el brote y florecimiento temprano de las plantas (Walther *et al.*, 2002).

Las evidencias de los cambios fenológicos en numerosas especies de plantas y animales, como consecuencia del cambio climático, son abundantes y en continuo crecimiento (Fitter y Fitter, 2002; Visser y Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). En general, las actividades de verano se han anticipado progresivamente desde la década de 1960 (Walther *et al.*, 2002) y han sido ampliamente documentadas en casi todos los continentes y en los principales océanos, para grupos bien documentados, marinos, de aguas dulces y terrestres (Parmesan, 2006).

Mientras el ciclo de vida de los insectos depende de las temperaturas, se espera que estos ciclos inicien más temprano y el aumento de las temperaturas probablemente facilitará mayores períodos de actividad en ambos extremos de la temporada, siempre que no hayan otras restricciones presentes (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Con el aumento de las temperaturas se supone que los insectos perfeccionarán con mayor rapidez sus etapas larvales y se volverán adultos en menor tiempo. Por esta razón, las respuestas esperadas en los insectos podrían incluir un adelanto en el ciclo de surgimiento de las larvas y de insectos adultos y el incremento en la duración del período de vuelo (Menéndez, 2007). Los miembros del orden lepidóptero son, de nuevo, el mejor ejemplo de estos cambios fenológicos. Se han reportado cambios en la fenología de las mariposas en el Reino Unido, donde 26 de las 35 especies han anticipado su primera aparición (Roy y Sparks, 2000). Salama, Knowler y Adams (2007) reportaron un aumento en la cantidad de variedades de falenas en la red de trampas de Rothamsted y su fenología alterada sugiere que una parte de la responsabilidad se debe al cambio climático. La primera aparición de 17 especies españolas se ha anticipado de 1 a 7 semanas en sólo 15 años (Stefanescu *et al.*, 2003). El 70 % de 23 especies de mariposas en California (EE.UU.) ha experimentado una anticipación de su primer vuelo de aproximadamente ocho días por década (Forister y Shapiro, 2003).

Se han observado también cambios en la fenología (emergencia temprana de adultos y arribo temprano de especies migratorias) también en algunos áfidos del Reino Unido (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo y Sanz (2005) investigaron el impacto climático en cuatro especies mediterráneas de insectos (una mariposa, una abeja, una mosca y un escarabajo) y observaron que todas las especies demostraban cambios en la fecha de su primera aparición en los últimos 50 años, relacionados con el incremento en las temperaturas de verano.

Parmesan y Yohe (2003) calcularon que más de la mitad (59 %) de 1 598 especies investigadas presentaban cambios medibles en sus fenologías y/o distribución en los últimos 20–140 años. También calcularon un aumento promedio de eventos de verano en 2,3 días/década basados en el análisis cuantitativo de las respuestas fenológicas para estas especies. Root *et al.* (2003), en un estudio cuantitativo similar, calcularon una anticipación de 5,1 días por década. Parmesan (2007) investigó la discrepancia entre estos dos cálculos y observó que una vez que se había calculado la diferencia entre los estudios en cuanto a la selección de criterios para la incorporación de los datos, ambos estudios se compaginaban, con una anticipación general en verano de 2,3 a 2,8 días/década, encontrado en el análisis producido. Sin embargo, en este último estudio, la latitud explicaba sólo el 4 % de la variación general de los cambios fenológicos aunque estuvieran estrechamente asociados con la importancia de las tendencias hacia el calentamiento. Esta última observación puede relacionarse con la importancia del cambio climático relativo a la amplitud natural de la variabilidad del clima.

Genéticas de la población

Existe una evidencia cada vez mayor, en la literatura, de que las especies de insectos están cambiando su composición genética en respuesta al cambio climático. Hill, Thomas y Blakeley (1999) presentaron evidencias de que dos especies de mariposas inglesas (una del norte y una del sur), colonizando áreas nuevas durante el proceso de expansión de su radio de presencia, presentaban alas más largas y tórax más anchos que las poblaciones residentes que ya estaban establecidas desde hace mucho tiempo. De la misma forma, Thomas *et al.* (2001) notaron variantes mínimas de alas largas en las mariposas que se estaban expandiendo hacia el margen septentrional.

También se puede alterar la composición fisiológica de las poblaciones. Algunas especies de mariposas con diapausa facultativa (fotoperíodo inducido), Burke *et al.* (2005) reportaron la conversión de un gradiente térmico (elevación) en un desplazamiento gradual en la preponderancia de discretas estrategias de vida univoltina o bivoltina que producían cambios en el fotoperíodo fundamental y en los tiempos de desarrollo, con un corolario de consecuencias sobre los índices de reproducción. Hay evidencias de cambios en las frecuencias alélicas enlazadas a la fisiología del desarrollo en algunos lepidópteros, como resultado del cambio climático (Rank y Dahlhoff, 2002). Sin embargo, Davies *et al.* (2006) pone en evidencia que los cambios conductuales, más que los cambios evolutivos, pueden estar enmarcados en el desplazamiento de las preferencias de hábitats (p. ej., las selecciones termorreguladoras de los sitios de oviposición). Calosi *et al.* (2008), en un estudio de cuatro escarabajos zambullidores europeos, observaron que el rango de tolerancia térmica estaba armonizado con el rango latitudinal de la especie.

Sin embargo, los cambios evolutivos no son omnipresentes y aún es necesaria una buena cantidad de investigación al respecto. El radio actual de expansión hacia el norte de las mariposas polífagas *Polygonia c-album*, en el Reino Unido, no ha sido acompañado por la adaptación fisiológica a nuevos huéspedes o temperaturas (Braschler y Hill, 2007). Estos autores no observaron diferencias evolutivas entre las poblaciones centrales y las periféricas.

4.2. Impactos indirectos del cambio climático en los árboles huéspedes

Los cambios en la temperatura, precipitaciones, concentraciones atmosféricas de CO₂ y demás factores climáticos pueden alterar la fisiología de los árboles de tal forma que afecte su resistencia ante herbívoros y patógenos (Ayres y Lombardero, 2000).

La sequía

La sequía es uno de los principales eventos relacionados con el clima que puede producir rápidos cambios en el ecosistema, ya que afecta la supervivencia propia de las poblaciones arbóreas. Las sequías prolongadas pueden afectar el crecimiento y la sanidad de los árboles, incrementando su vulnerabilidad ante plagas de insectos y patógenos. Una buena cantidad de insectos y patógenos se asocian con árboles sometidos a estrés, por ejemplo el escarabajo *Agrilus* y las especies comunes ampliamente difundidas de *Armillaria* que han sido relacionadas con la disminución del roble (Evans, 2008). Otros han sido limitados por las defensas de los huéspedes en árboles saludables, tales como el escarabajo descortezador del abeto europeo (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

Las sequías también pueden provocar cambios en la fisiología de las plantas y de los árboles que impactarán en las dinámicas de perturbación de las plagas. Las hojas pueden cambiar de color o hacerse más gruesas o ceras, lo que puede afectar su palatabilidad para los insectos (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). La concentración de una buena variedad de compuestos secundarios en las plantas tiende a incrementarse bajo situaciones de estrés hídrico, lo que llevaría también a cambios en la atracción de estas plantas ante las plagas de insectos (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Las sequías moderadas, sin embargo, pueden incrementar actualmente la producción de compuestos defensivos en las plantas y árboles, suministrando posiblemente una mayor protección ante las plagas.

En condiciones de sequía pueden aumentar las concentraciones de azúcar en el follaje, volviéndolo más apetecible a los herbívoros y, por lo tanto, aumentando el nivel de daños (Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Se ha observado que el aumento en el contenido de azúcar en el abeto balsámico expuesto a estrés, por ejemplo, estimula la alimentación de ciertas etapas del tótrix de las yemas de la picea (*Choristoneura fumiferana*) y acelera su crecimiento (Mortsch, 2006). Otra ventaja para las plagas forestales es la mayor temperatura de los árboles expuestos a estrés hídrico, que puede ser de 2 a 4 °C, lo que puede beneficiar la fecundidad y supervivencia de los insectos, por ejemplo (Mortsch, 2006).

El impacto de estos cambios en la fisiología de los árboles huéspedes y en su vulnerabilidad produce diferentes respuestas de las especies de plagas. Rouault *et al.* (2006) investigaron los impactos de las sequías y de las altas temperaturas en los insectos forestales y observaron que los descortezadores resultaban influenciados positivamente por las altas temperaturas que aumentaban sus índices de desarrollo y los estrés hídricos prolongados que reducían la resistencia de los árboles huéspedes, mientras los desfoliadores se beneficiaban del incremento del nitrógeno en el tejido de las plantas que tenía que ver con estrés hídrico moderado o intermitente.

Los bosques de pino piñón (*Pinus edulis*), de la zona occidental de los EE.UU., son un buen ejemplo de las interacciones complejas entre la sequía producida por el cambio climático y las funciones de los ecosistemas forestales. Los insectos escama, herbívoros, en el pino piñón, cambia el microclima de los suelos por medio de una mayor captación de aguas y eclosionamiento; la influencia de este microclima es tan extensa como los efectos del cambio climático *per se*. Las falenas herbívoras, por otro lado, no producen esta repercusión en el ecosistema (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb y Whitham (2008) observaron que el pino piñón bajo estrés hídrico alteraba la estructura de la comunidad artrópoda asociada. Con un alto nivel de estrés, la abundancia de esta comunidad se redujo por un factor de 10 y la cantidad de especies se redujo a la mitad, mientras el 73 % de 33 de las especies herbívoras más importantes se beneficiaba de altas cantidades de árboles bajo estrés. Por lo tanto, el

estrés causado por la sequía en este ecosistema, reduce la diversidad biológica e incrementa el nivel de preponderancia de unas pocas especies de insectos.

La extensa variedad natural, espacial y temporal en los procesos forestales vuelve difícil relacionar positivamente la mortandad de los árboles, debido a la sequía con la mayor incidencia de plagas de insectos o daños por hongos patógenos. En estudios recientes sobre el impacto de la sequía en gran escala (y por varios años) sobre el crecimiento y los índices de mortalidad del álamo temblón (*Populus tremuloides*) en Canadá, Hogg, Brandt y Michaelian (2008) no pudieron encontrar relaciones significativas entre la gravedad de la sequía y la defoliación por insectos o las infestaciones de escarabajos descortezadores. Sin embargo, el rigor de la sequía estaba fuertemente relacionado con la disminución del crecimiento total y la mortandad, pero el retraso en la mortandad en los años subsiguientes a la sequía sugirió la presencia de agentes secundarios involucrados en el proceso.

Niveles elevados de dióxido de carbono en la atmósfera

Tal y como hemos ilustrado en el Capítulo 3, los niveles elevados de CO₂ producen mayores índices de crecimiento y eficiencia en el uso del agua en las plantas y árboles. Este incremento en la productividad lleva a menores concentraciones de nitrógeno en los árboles y plantas y al incremento de los índices de relación carbono/nitrógeno y, por lo tanto, la reducción en los valores nutricionales de la vegetación para los insectos (Kopper y Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En respuesta, los insectos pueden incrementar su adquisición de alimentos (y, por consiguiente, el daño a los árboles) en una tentativa de compensar la calidad reducida y de asimilar el nitrógeno necesario (Ayres y Lombardero, 2000). En muchos casos el aumento de la alimentación no es suficiente para que los insectos asimilen sus necesidades nutritivas y, por lo tanto, aumenta la mortandad (Cannon, 1998; Harrington, Fleming y Woiwod, 2001). Este efecto, sin embargo, no ha sido observado constantemente (Holton, Lindroth y Nordheim, 2003), y el mayor crecimiento debido a la creciente cantidad de CO₂ puede, en efecto, hacer más que compensar la defoliación, en algunos casos (Kopper y Lindroth, 2003).

Una concentración elevada en los niveles CO₂ puede producir también cambios en la estructura de las plantas, tales como el aumento y grosor en el área foliar, una mayor cantidad de hojas, una mayor área total de hojas por planta y mayores diámetros en los troncos y en las ramas (Garrett *et al.*, 2006). Con estas condiciones se puede producir también un incremento en las sustancias químicas defensivas (van Asch y Visser, 2007). Estos cambios en la fisiología de los huéspedes podrían también afectar la palatabilidad, aunque los impactos en las plagas son diferentes por especies. Por ejemplo, en condiciones de mayores niveles de CO₂ la mariposa de invierno (*Operophtera brumata*) consume más hojas de robles (*Quercus robur*) debido a la reducción en la dureza/resistencia de las hojas mismas, mientras la lagarta peluda de los encinares (*Lymantria dispar*) exhibe un peso normal de pupación, pero requiere de mayores tiempos para desarrollarse, como resultado de las concentraciones de ácido tánico (van Asch y Visser, 2007).

Deposición de nitrógeno

Las emisiones antropogénicas de contaminantes nitrogenados del aire y su subsiguiente deposición, son parte de los fenómenos más amplios de los cambios globales y pueden producir impactos también en la sanidad forestal. El aumento de los niveles de nitrógeno en las hojas de los árboles y plantas puede incrementar de inmediato la incidencia de una buena cantidad de patógenos (Burdon, Thrall y Ericson, 2006). Por ejemplo, un estudio sueco

observó que las infecciones causadas por el patógeno común *Valdensia heterodoxa*, sobre las *Vaccinium myrtillus* (una planta dominante del sotobosque de las coníferas boreales) han sido estimulados por el incremento en la disponibilidad de nitrógeno, produciendo el cambio prematuro de hojas (Strengbom *et al.*, 2002). Esta defoliación, como consecuencia, ha generado un desplazamiento desde la preponderancia de *V. Myrtillus* hasta la preeminencia de la hierba, afectando, por ende, la estructura de la comunidad asociada.

Eventos extremos

Además de la sequía, el cambio climático puede afectar la frecuencia e intensidad de otros eventos extremos relacionados con el clima, con impactos subsiguientes en la sanidad forestal. Los daños directos a los árboles o alteraciones en el ecosistema pueden aumentar su vulnerabilidad ante brotes de plagas. Las tormentas convectivas y las tormentas de rayos pueden perjudicar a los árboles y favorecer el establecimiento de patógenos y plagas de insectos secundarios, causando roturas mecánicas en las funciones fisiológicas normales. Con el cambio climático asociado también al incremento del calentamiento de las masas de aire que se desplazan hacia las latitudes elevadas, la frecuencia y duración de los eventos de dispersión a larga distancia, producidos por el viento, con toda probabilidad aumentarán tal y como se ha observado en una reciente afluencia de las orugas verdes del repollo en las islas Svalbard de Noruega, 800 km al norte de su fuente probable de población, en la Federación de Rusia (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impactos indirectos en la ecología de la comunidad

Se cree que el cambio climático alterará las relaciones entre las plagas, con su medio ambiente y con otras especies, por ejemplo los enemigos naturales, competidores y mutualistas, produciendo a su vez transformaciones en la estructura y composición de las comunidades naturales (Stireman *et al.*, 2005). Los cambios observados y predichos en la abundancia de las especies, en sus modelos fenológicos y en la distribución de especies individuales, probablemente modificarán la interacción de las especies a lo interno de las comunidades (Menéndez, 2007). Estas alteraciones probablemente afectarán el comportamiento de las poblaciones (características de los brotes) en el radio de acción actual (Coley, 1998). Ya que cada una de las especies responderá a los cambios climáticos de forma diferente y en horizontes temporales heterogéneos, hay buenas posibilidades de que algunas relaciones altamente evolucionadas sufran serios impactos. Las interacciones que involucran dos o más grupos tróficos, tales como plantas–herbívoros, plantas–polinizadores y plantas–parásitos, con toda probabilidad, sufrirán los desajustes principales (Harrington, Woiwod y Sparks, 1999).

Gordo y Sanz (2005) y Forkner *et al.* (2008) ponen en evidencia que las disociaciones entre la fenología de los insectos y la de las plantas (debido a sus diferentes respuestas a los cambios en la temperatura) tenderán a alterar la sincronización entre los insectos y sus recursos y pondrán en peligro las especies que observan un mayor grado de dependencia de sus huéspedes. En un análisis de los cambios fenológicos entre especies interrelacionadas (incubación temprana de los huevos y anticipación de la fecha de retorno en la migración) Visser y Both (2005) observaron que los insectos han anticipado con mayor rapidez su fenología (incubación temprana de los huevos y anticipación de la fecha de regreso de la migración) que sus huéspedes (brotes de cogollos y florecimiento). También han adelantado su período de mayor abundancia más que sus predadores (fecha de puesta y arribo de aves migratorias). Por ejemplo, la desincronización entre las mariposas de invierno (*Operophtera brumata*), el eclosionamiento y el surgimiento de brotes de los robles huéspedes ha producido

una discrepancia entre las plagas y uno de sus predadores, el carbonero común (*Parus major*), que alimenta a sus crías con las larvas (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Estos cambios fenológicos inducidos por el clima están produciendo una gran cantidad de desajustes entre especies interrelacionadas que a su vez influyen en la estructura, composición y diversidad de la comunidad.

Los cambios en la distribución y radio de acción interfieren con las relaciones de la comunidad, dado que las especies en expansión empezarán a interactuar con otras especies en nuevos medios ambientes cuya interacción previa puede haber sido limitada o inexistente (Menéndez, 2007). La difusión altitudinal de la oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) en las montañas de Sierra Nevada del sudeste español, por ejemplo, ha permitido a esta plaga encontrar nuevos árboles huéspedes, el endémico pino silvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). Los ataques cada vez mayores del *T. Pityocampa* podrían causar efectos desastrosos en esta especie montañera endémica.

Las especies capaces de responder al cambio climático aumentando su radio de acción se beneficiarán de la falta de competidores y enemigos naturales en sus nuevos ambientes. La expansión de las especies no será correspondida inmediatamente por la expansión de sus enemigos naturales, como en el caso de la falena procesionaria del pino y, en algunos casos, la sincronización entre los huéspedes y los enemigos naturales o parasitoides no se podrá mantener con nuevas condiciones de temperatura, como en el caso de la falena de invierno (Battisti, 2004).

Algunos patógenos se pueden beneficiar de la mejor capacidad de supervivencia y difusión de sus insectos vectores. Por ejemplo, los vectores de la grafiosis del olmo (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus* y *S. multistriatus* pueden estar más activos durante períodos de temperaturas elevadas en los cuales, a su vez, produciría un incremento en la difusión de estos hongos.

5. ESPECIES DE PLAGAS FORESTALES INFLUENCIADAS POR EL CAMBIO CLIMÁTICO

A continuación ilustraremos algunos ejemplos de plagas de insectos forestales, enfermedades y otras plagas que han sufrido impactos, o se prevé serán impactados por el cambio climático. También se ofrece información sobre las plagas no-forestales para garantizar una mejor comprensión de los impactos potenciales del cambio climático sobre la sanidad forestal.

5.1. Insectos

Coleópteros

***Agrilus pannonicus* (Piller y Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Escarabajo perforador del roble**

Una buena cantidad de coleópteros buprestidos del género *Agrilus* ha sido relacionada con la decadencia del roble. Los índices de incidencia de estas especies han crecido en todo el mundo (tanto a lo interno de los países de origen como en desplazamientos internacionales) y sus impactos están siendo relacionados con el estrés de los árboles huéspedes causado, potencialmente, por el cambio climático (Evans, 2008). Por ejemplo, los *Agrilus pannonicus* [=*A. biguttatus* (Fabricius)] se han asociado recientemente con la decadencia del roble común, a lo largo de su radio de acción natural; y su incidencia ha sido creciente en muchos países, entre otros, Francia, Alemania, Hungría, Polonia y los Países Bajos y el Reino Unido donde se cree que esté contribuyendo a la decadencia del roble (Gibbs y Grieg 1997; Ciesla, 2003). Las infestaciones pueden producir una mortandad intensiva de los árboles que, combinada con otros factores que tienen que ver con la decadencia, puede alterar drásticamente la composición de las especies de robles forestales.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Escarabajo sureño del pino**

El *Dendroctonus frontalis* se considera una de las especies de escarabajos barrenillos más perjudiciales en toda la América Central y en la parte meridional de los EE.UU. Es una de las plagas más nocivas de los pinos y presenta una amplia distribución desde Pensilvania (EE.UU.) desplazándose hacia el sur por México y todo el istmo centroamericano. Las poblaciones se pueden desarrollar con rapidez sorprendente hasta proporciones calamitosas que destruyen grandes cantidades de árboles. Los ataques iniciales se efectúan, en primer lugar en los árboles enfermos, sin embargo, el *D. frontalis* es capaz de destruir de igual forma los árboles robustos. Este escarabajo mata los árboles con una combinación de dos factores: por medio del descortezamiento en anillo y envenenamiento durante la construcción de galerías para los huevos; y por medio de la introducción de hongos del azulado y moho de la madera (podrición azul) del género *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Debido a su tiempo de reproducción breve, alta capacidad de expansión y amplia distribución en los árboles huéspedes disponibles, el escarabajo sureño del pino tiene el potencial de responder rápida y dramáticamente a cualquier cambio climático.

En octubre de 1998, el Huracán Mitch golpeó América Central, produciendo inundaciones y deslizamientos de tierra que causaron estragos en las comunidades locales, los bosques y las infraestructuras. En los años siguientes se dio un brote de escarabajos sureños sin precedentes en toda la región, principalmente del *D. frontalis* en asociación con otras especies de *Dendroctonus* y barrenadores, que destruyeron unas 100 000 ha de bosques de pinos (Billings *et al.*, 2004). Muchas poblaciones de árboles murieron y fueron abandonados en el sitio, se

incrementó drásticamente la cantidad de materiales inflamables que produjeron brotes de incendios. Con el cambio climático que se espera incremente la frecuencia y severidad de eventos extremos (p. ej., huracanes) es bastante alto el potencial de impactos arrasadores futuros sobre los bosques tanto de las perturbaciones iniciales como de los efectos cascada (p. ej., otras perturbaciones, como los brotes de plagas o de incendios).

Las temperaturas mayores, atribuidas al cambio climático, han influido también en el escarabajo sureño del pino, produciendo una expansión de su radio de acción en los EE.UU. Las comprobaciones de laboratorio y los registros de mortalidad publicados, sobre las poblaciones silvestres, indican que una temperatura de $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$ o inferior produce casi el 100 % de la mortalidad de esta plaga, limitando su distribución a su radio de acción norte actual (Ungerer, Ayres y Lombardero, 1999; Ayres y Lombardero, 2000). Se ha previsto que un aumento de $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura podría causar brotes aproximadamente 178 km más al norte que en su tiempo histórico. (Ungerer, Ayres y Lombardero, 1999). Los brotes recientes de escarabajos sureños en los ecosistemas septentrionales de mayores altitudes, donde previamente eran raros o inexistentes, se han atribuido a una tendencia de calentamiento de $3,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura invernal mínima en el sureste de los EE.UU. desde 1960 a 2004 (Tran *et al.*, 2007). Este desplazamiento hacia el norte casi corresponde al desplazamiento previsto por Ungerer, Ayres y Lombardero (1999).

El escarabajo sureño del pino se ha adaptado posiblemente a nuevas formas para incrementar su supervivencia en climas más frescos. Tran *et al.* (2007) demostraron por medio de estudios de campo y de laboratorio sobre una población septentrional, que las prepupas demostraban mayor tolerancia al frío (de más de $3\text{ }^{\circ}\text{C}$) que las pupas, adultos y larva sin alimentación; y que la estructura de la vida invernal estaba fuertemente dispuesta hacia la etapa de vida de resistencia al frío. Esta tendencia de invernar en un estadio de tolerancia al frío podría ser una coincidencia, sin embargo, en vez de una verdadera adaptación (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Escarabajo del pino de montaña**

El escarabajo del pino de montaña (*Dendroctonus ponderosae*) es la plaga más destructiva de los pinos maduros norteamericanos, fundamentalmente de los pinos torcidos (*Pinus contorta*). En el área de los EE.UU. occidentales se han incrementado los brotes de esta plaga tras varios años de sequías (Tkacz, Moody y Villa Castillo, 2007). También en la zona occidental de Canadá [Colombia Británica (BC) y recientemente en Alberta], se han observado brotes principales de esta epidemia, durante varios años, no obstante los esfuerzos en gran escala para mitigar los impactos de las plagas, millones de árboles han sido destruidos. Un cantidad que sobrepasa los 10 millones de ha de pinos fue registrada como infestada durante las observaciones aéreas de 2007 en BC, con 860 973 ha localizadas en los parques provinciales y en las áreas protegidas (Westfall y Ebata, 2008). Se ha previsto que de continuar expandiéndose según los índices actuales, los escarabajos destruirán alrededor del 80 % de los pinos maduros de BC para el año 2013 (CFS, 2007). La gran cantidad de árboles muertos y por morir ha aumentado también el riesgo de incendios. Los brotes de escarabajos del pino de montaña han transformado los bosques orientales canadienses de pozos débiles de carbono en una fuente enorme de carbono atmosférico (Kurz *et al.*, 2008).

El problema ha sido agravado por años sucesivos de inviernos no muy fríos que han disminuido la mortandad en los estadios invernales. Su ciclo de vida generalmente se completa en un año; las temperaturas más altas pueden producir dos generaciones por año mientras las más frescas pueden producir una generación cada dos años (Amman, McGregor y Dolph, 1990). Las condiciones de sequía, asociadas con mayores temperaturas, también han

debilitado los árboles e incrementado su vulnerabilidad ante los escarabajos. Las temperaturas más altas, por lo tanto, han expuesto las plantaciones de pino, anteriormente no disponibles por las condiciones climáticas, a las plagas (Carroll *et al.*, 2004). Un análisis reciente concluyó que los inviernos del Canadá central serán suficientemente fríos en el futuro previsible para reducir el riesgo de invasiones de los escarabajos del pino de montaña en los bosques boreales orientales norteamericanos (Nealis y Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Descortezador del pino de alas rojas**

El *Dendroctonus rufipennis* es un gorgojo del pino blanco americano, principalmente de la picea blanca (*Picea glauca*) y de la picea negra americana (*P. mariana*) al norte, la picea de Engelmann (*P. engelmannii*) y la picea de Sitka (*P. sitchensis*) al oeste y la picea roja del Canadá/abeto rojo (*P. rubens*) al este (EPPO/CABI, 1997). Tiende a atacar los árboles debilitados o derribados por el viento y los brotes de esta plaga están relacionados principalmente con los factores predisponentes. Como resultado se puede esperar que los impactos del cambio climático sobre los árboles y bosques podrían potenciar los brotes de estos gorgojos descortezadores del pino de alas rojas.

En efecto, Hebertson y Jenkins (2008) investigaron el impacto del clima en los descortezadores del pino de alas rojas, en los estados de Utah y Colorado (EE.UU.), entre 1905 y 1996 y descubrieron que los años de brotes históricos en las regiones intermontañas estaban relacionados, generalmente, con las temperaturas cálidas de otoño e invierno y las condiciones de sequía. De la misma forma, los brotes tanto en el territorio del Yukón (Canadá), como en Alaska (EE.UU.) parecen estar relacionados con temperaturas de verano extremadamente altas que influenciaron el tamaño de la población de gorgojos por medio de una combinación del aumento de la supervivencia invernal, disminución a la mitad del tiempo de maduración de dos años a un año y el estrés inducido por la sequía en los árboles huéspedes maduros (Berg *et al.*, 2006).

Hemípteros

Áfidos (Aphididae)

Con tiempos de reproducción más breves y temperaturas umbral mínimas para el desarrollo, se supone que los áfidos pueden recibir una fuerte influencia de los cambios ambientales y climáticos. En general, se ha señalado que los áfidos aparecerán al menos con ocho días de anticipación en la primavera dentro de 50 años, aunque el índice de anticipación cambiará en dependencia de la ubicación y de las especies (Harrington *et al.*, 2007). Esto podría producir potencialmente mayores daños para las plantas huéspedes dependiendo de su fenología y de los enemigos naturales.

Zhou *et al.* (1995), por ejemplo, investigaron el ritmo de la migración en el Reino Unido de cinco especies de áfidos (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) durante un período de tiempo de casi 30 años y concluyeron que la temperatura, especialmente la de invierno, es el factor dominante que altera la fenología de todas las especies de áfidos. Observaron que un grado Celsius de aumento promedio en la temperatura de invierno alteraba la fenología de la migración de 4 a 19 días, dependiendo de las especies.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Áfido de la picea verde**

Se presume que también el áfido de la picea verde (*Elatobium abietinum*) se beneficiará con un incremento en la supervivencia invernal, produciendo desfoliaciones más intensas y frecuentes en las piceas huéspedes (*sp. Picea*). Este pulgón es de origen europeo pero ha sido reportado también en las Américas septentrional y meridional.

Las infestaciones en el Reino Unido han producido enormes pérdidas de follaje y de peso en las piceas durante la infestación activa y en los años subsiguientes. Westgarth-Smith *et al.* (2007) descubrieron que el tiempo cálido asociado con un NAO (Índice de Oscilación del Atlántico Norte, cuyas siglas corresponden a las del término en inglés) positivo produjo una anticipación en las migraciones de verano del *E. Abietinum*, que duran más y contienen más pulgones. Valores positivos en los NAO corresponden a condiciones atmosféricas más cálidas en el Reino Unido. Desde que el calentamiento global se prevé en aumento, la variabilidad de los NAO, está desplazando el sistema a valores más positivos, esto con toda probabilidad aumentará ulteriormente la actividad de los áfidos con consecuencias de mayores daños a las piceas y bosques del área.

Himenóptera

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Mosca de sierra de la picea**

La mosca de sierra es un monófago de la picea (*Picea*) y es endémica en el radio de presencia de la picea en Eurasia, donde raras veces se han registrado los brotes de esta plaga. Desde 1985 a 1992, sin embargo, hubo un brote repentino de la mosca de sierra en los Alpes meridionales durante el cual las poblaciones desarrollaron un ciclo de vida anual y crecieron de manera exponencial, causando repetidas desfoliaciones que produjeron una intensa muerte de árboles (Marchisio, Cescatti y Battisti, 1994; Battisti, 2004). Las especies *Cephalcia* generalmente demuestran baja fecundidad, con una diapausa extendida de algunos años, estimulada por las bajas temperaturas en la etapa de pupación (Battisti, 2004). Este brote correspondió a un período de altas temperaturas y de pocas precipitaciones con gravísimos estrés hídricos para los árboles huéspedes. Como resultado, el insecto fue capaz de adaptarse al nuevo clima y de disminuir su mortandad, acelerar su desarrollo y producir mayores índices de alimentación. Además, el repentino incremento de la densidad de población no siguió el de sus enemigos naturales, facilitando un incremento ilimitado de esta plaga (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Mosca de sierra del pino**

La mosca de sierra del pino (*Neodiprion sertifer*) es una especie de plaga perjudicial de los pinos de Europa, Asia del norte, Japón y América del norte, donde fue introducida. Es uno de los desfoliadores más dañinos de los bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) de Europa del norte. Virtanen *et al.* (1996) se refirieron a los brotes de la mosca de sierra en los pinos silvestres de Finlandia oriental y septentrional y predijeron que los brotes de estas plagas se iban a dar con mayor frecuencia debido al calentamiento global. Se observó una alta variación en la resistencia de los huevos al congelamiento que permitiría que los *N. Sertifer* se adaptaran a los cambios climáticos pronosticados y se expandieran hacia el norte (Veteli *et al.*, 2005).

Lepidópteros

Las temperaturas más cálidas han sido relacionadas con el aumento en las poblaciones de lepidópteros forestales. Un factor limitante, particularmente para los defoliadores, es la sincronización con los retoños en la primavera, mientras los impulsos clave son las temperaturas de invierno tardío para el nacimiento de los cogollos y los brotes de los insectos mismos.

Mariposas

Sólo pocas especies de mariposas se consideran graves plagas forestales, mientras algunos de los ejemplos principales, y más buscados de los impactos del cambio climático en la distribución y fenología de los insectos han sido las mariposas. El radio de acción geográfico de muchas especies se ha desplazado hacia el norte y hacia las alturas, asociado con el calentamiento climático e incrementando la riqueza de las especies en latitudes más elevadas y demás tierras altas y, en algunos casos, posibles extinciones locales a altitudes menores.

La expansión del radio de acción de las mariposas ha sido bien documentada (véase la sección 4.1) y se han reportado también cambios en su fenología. En el Reino Unido, las especies han anticipado sus períodos de vuelo de aproximadamente 2 a 10 días por cada 1 °C de aumento de la temperatura. (Roy y Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Cambios similares en la fenología como respuesta al calentamiento se han notado también en España, donde las mariposas han anticipado su primera aparición de 1 a 7 semanas en 15 años (Stefanescu *et al.*, 2003) y en California (EE.UU.) que ha observado anticipaciones de aproximadamente ocho días por década (Forister y Shapiro 2003).

Entre algunos ejemplos de influencia del cambio climático en especies específicas tenemos:

- La mariposa tigre, conocida también como monarca africana, (*Danaus chrysippus*) se ha extendido hacia el norte, estableciendo su población al sur de España en 1980, después de haber establecido múltiples poblaciones a lo largo de las costas orientales españolas (Menéndez, 2007).
- Las temperaturas más cálidas han aumentado la supervivencia y facilitado el radio de expansión latitudinal y altitudinal de las sachem skipper (*Atalopedes campestris*) en los EE.UU. occidentales (Crozier, 2003, 2004).
- La mariposa checkerspot (*Euphydryas editha*) ha desplazado su expansión en dirección septentrional y hacia las tierras altas norteamericanas (Parmesan, 1996). Las poblaciones ubicadas en el borde norte del ámbito de acción de la especie, en Canadá, y también las de mayores altitudes dentro de su radio de acción principal, han aumentado sus índices de supervivencia, mientras las poblaciones del confín sur mexicano han disminuido.
- En Europa las mariposas de los muros (*Parage aegeriae*) han aumentado su radio de acción hacia el norte, más allá que sus huéspedes primarios originales (Logan, Régnière y Powell, 2003).
- Las mariposas del espino blanco (*Aporia crataegi*) han extendido su radio de acción altitudinal hacia las montañas de la Sierra de Guadarrama de España central, produciendo la extinción de las poblaciones locales a altitudes menos cálidas (Merrill *et al.*, 2008). Mientras el clima se vuelve cada vez menos un factor limitante, su

distribución en mayores altitudes sigue siendo, sin embargo, limitada por la escasez de plantas huéspedes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Gusano de las yemas**

El tótrix de las yemas de la picea (*Choristoneura fumiferana*) es uno de los gusanos desfoliadores más perjudiciales de los bosques coníferos norteamericanos. El abeto balsámico (*Abies balsamea*) es su huésped preferido, pero también atacan fácilmente las piceas rojas y las negras respectivamente (*Picea glauca*, *P. rubens*, *P. mariana*) y, eventualmente, se pueden alimentar también del alerce americano ó tamarac (*sp. Larix*) y del falso abeto (*sp. Tsuga*). Los brotes de este gusano pueden persistir por 5–10 años con períodos intermedios de 20 a 60 años (Fleming y Volney, 1995). En el Canadá oriental el período del ciclo poblacional tiene un promedio de 35 años en los últimos 270 años (Volney y Fleming, 2007). Durante los brotes no controlados, esta plaga puede desbaratar casi todos los árboles en las poblaciones densas y maduras de abetos (Fleming y Volney, 1995).

Las influencias del clima en las características de la historia de la vida de esta plaga, se consideran los factores principales que limitan los brotes y, como resultado, se espera que el cambio climático tenga impactos en la gravedad, frecuencia y distribución espacial de los brotes del tótrix (Logan, Régnière y Powell, 2003). El éxito de los insectos al establecer los sitios de alimentación, en primavera, depende del peso inicial de los huevos y de la sincronización de su desarrollo con el de las yemas de sus huéspedes que, a su vez, ha sido fuertemente influenciado por los factores climáticos (Volney y Fleming, 2000, 2007). Esta sincronización es fundamental para el inicio de los brotes de esta plaga y, por lo tanto, para determinar la intensidad del daño. Sin embargo, los gusanos de las yemas pueden tolerar un cierto grado de desincronización entre la llegada del verano y el desarrollo de las yemas ya que los saltones de la segunda fase se han adaptado morfológicamente y conductualmente, llegando a minar gravemente las acículas de los árboles (Volney y Fleming, 2007).

En partes de su radio de acción, particularmente en los extremos septentrionales, la temperatura puede influir también en la duración de estos brotes de plagas, ya que los colapsos generalmente se asocian con la pérdida de follaje disponible, como resultado de las heladas tardías de primavera (Volney y Fleming, 2007). El colapso normal del brote de plagas en el núcleo del radio de acción de los árboles huéspedes se asocia con la mortandad causada por los enemigos naturales en la parte final del estadio larval (Volney y Fleming, 2000). Los enemigos naturales del tótrix de las yemas, *C. fumiferana*, son menos eficaces a temperaturas mayores (Hance *et al.*, 2007) y por esta razón los factores climáticos tienen el potencial de permitir brotes masivos de esta plaga siempre que haya disponibilidad de árboles huéspedes. Se prevé que el cambio climático incrementará la extensión, gravedad y duración de los brotes del tótrix de las yemas en el Canadá oriental (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Mariposa autumnal**

La *Epirrita autumnata* es una especie del holártico que ha estado expandiendo su radio de acción en algunas áreas. En los países nórdicos de Europa; los brotes de la *Epirrita autumnata* son típicamente más prevalentes en los bosques de abedul, en las zonas extrema septentrional y continental, sin embargo, durante los últimos 15–20 años se han extendido en las áreas más continentales y más frías, previamente protegidas por las temperaturas extremas invernales (Jepsen *et al.*, 2008). Esta plaga invierna en etapa de huevos y, por lo tanto, el nivel de supervivencia de los huevos es dictado por las temperaturas mínimas del invierno.

Virtanen, Neuvonen y Nikula (1998) investigaron las relaciones entre la supervivencia de los huevos de *E. Autumnata* y las temperaturas mínimas de invierno en el extremo norte de Finlandia. Predijeron que el calentamiento climático produciría una reducción de dos tercios del área de bosques con temperaturas de invierno lo suficientemente frías para mantener bastante bajas las poblaciones de *E. autumnata* hacia la mitad del próximo siglo. Un aumento en las temperaturas de invierno, por lo tanto, probablemente aumentará el área de bosques vulnerables a daños causados por la mariposa autumnal.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Lagarta peluda**

La lagarta peluda de los encinares (*Lymantria dispar*) es un defoliador perjudicial de una amplia gama de árboles de hojas anchas e incluso de coníferos. Mientras pueden existir bajos niveles de población por muchos años sin causar daños graves, se pueden dar graves brotes que producen enormes defoliaciones, afectaciones en el crecimiento, muerte regresiva y, a veces, mortandad en los árboles. Existen dos variedades de lagarta peluda –la variedad asiática, en la cual la hembra es capaz de volar y la variedad europea, con hembras que no vuelan–. La variedad asiática es originaria de Europa del sur, África del norte, Asia central y del sur y de Japón; y ha sido introducida en Alemania y otros países europeos donde se hibridiza prontamente con las variedades europeas. También ha sido introducida, pero sin establecerse, en Canadá, los EE.UU. y el Reino Unido (Londres). La variedad europea se encuentra en los bosques templados de Europa oriental y ha sido introducida en Canadá y en los EE.UU. La lagarta peluda se considera una plaga muy perjudicial tanto en sus radios de acción originarios como en sus nuevos hábitats.

También se ha notado el incremento de brotes en áreas previamente no afectadas por esta plaga, como por ejemplo en Jersey (archipiélago de las Islas del Canal) y en áreas nuevas del Reino Unido (Aylesbury, Buckinghamshire). En Canadá, la difusión de la lagarta peluda ha sido altamente impedida por las barreras climáticas y por la escasa disponibilidad de plantas huéspedes al igual que por la erradicación agresiva de las poblaciones incipientes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis y Porter, 2008). Sin embargo, se ha previsto que la lagarta peluda va a ser capaz de extenderse en América del Norte como resultado de una mayor supervivencia invernal en la etapa de huevos producida por las temperaturas más suaves y mayores acumulaciones de grados-día para el desarrollo de las larvas (Evans, 2008; Régnière, Nealis y Porter, 2008). Previsiones similares se han hecho para Europa (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière y Worner (2007) notaron un incremento en la probabilidad de establecimiento de la lagarta peluda en Nueva Zelanda, principalmente en la Isla del Sur.

El aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ puede influir también en la gravedad de los brotes de lagarta peluda. El desarrollo de las larvas en las plantas huéspedes con elevadas concentraciones de CO₂ cambia en dependencia de las especies, reduciéndose en algunos huéspedes tales como el álamo temblón y aumentando en otras, como por ejemplo en los robles (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Lagarta mónaca**

La *Lymantria monacha* es una de las plagas más perjudiciales para las especies de hojas anchas y coníferas de Europa y Asia. Las defoliaciones producidas por las larvas de lagarta mónaca pueden matar los árboles huéspedes, especialmente los coníferos y han causado enormes pérdidas a pesar de las intervenciones con insecticidas biológicos y químicos. En algunas partes de Europa ha aumentado la incidencia de brotes debido, con toda probabilidad,

al establecimiento de extensas plantaciones de pino en áreas de baja calidad o como resultado del cambio climático. Se ha previsto que las lagartas mónacas se expandirán hacia el norte de Europa por la mayor acumulación de grados-día y por una mayor resistencia para la supervivencia invernal (Evans, 2008). Utilizando programas de computadora, Vanhanen *et al.* (2007) predijeron que el calentamiento del clima desplazaría los confines septentrionales de distribución norte de aproximadamente 500 a 700 km y que el radio de acción del confín meridional se contraería hacia el norte de 100 a 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Falena invernal**

La *Operophtera brumata* se distribuye en toda Europa, América del Norte, Japón y Siberia y ha sido introducida también en Canadá y los EE.UU. Se alimenta de una gama de árboles y arbustos caducifolios, incluyendo a los albaricoques, cerezos, manzanos, ciruelos, arándanos, manzanos silvestres, castaños americanos, groselleros rojos, groselleros negros, robles, arces, tilos y olmos americanos.

El cambio climático está impactando en la propagación de la falena invernal. En los países nórdicos europeos, Jepsen *et al.* (2008) notaron que la *O. brumata* se había restringido (por factores climáticos) hacia locaciones meridionales y costeras, pero que las temperaturas más cálidas habían producido expansiones en sus áreas de brote hacia el noreste. Mientras se supone que las temperaturas más cálidas contribuyen a la expansión de las falenas invernales, parece que no producen el mismo impacto en sus enemigos naturales, lo que podría llevar a que las poblaciones de esta especie crezcan sin control (Battisti, 2004).

El cambio climático ha afectado de diferentes formas la fenología de muchas especies. En los Países Bajos, durante los últimos 25 años, han aumentado las temperaturas primaverales tempranas y no así las invernales. Como resultado, el cambio climático ha inducido una desincronización entre las falenas de invierno y sus huéspedes, los robles comunes (*Quercus robur*), con eclosionamiento de huevos antes del nacimiento de los retoños en los árboles (van Asch y Visser, 2007). Esta situación no deja alimentos para las larvas que, por lo tanto, mueren de inanición. Este aspecto produce también consecuencias en otras especies que dependen de las larvas para su alimentación, como por ejemplo, el carbonero común (*Parus major*) que se sirve de las larvas de *O. Brumata* para alimentar a sus crías (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Por otro lado, tanto la apertura de los huevos como los brotes de las yemas se han anticipado en los últimos 25 años; el período de eclosionamiento de los huevos se ha anticipado con mayor rapidez, aumentando la desincronización desde unos días hasta 2 semanas (van Asch y Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Sin embargo, otros estudiosos han observado que, mientras las temperaturas más cálidas han producido períodos más tempranos de eclosión de los huevos, la diapausa pupal durante el otoño, de la falena invernal, es prolongada a mayores temperaturas, contrarrestando de esta forma el impacto y produciendo un ciclo de vida que no se reduce para nada (Buse y Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Las diferencias entre las observaciones de sincronización entre la eclosión de los huevos de la falena y los brotes de yemas del árbol huésped, pueden producir de diferencias regionales e intraespecíficas.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis y Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Oruga procesionaria del pino**

La oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) se considera una de las plagas más perjudiciales de los bosques de pinos de la región del Mediterráneo (EPPO/CABI, 1997). Es una oruga tendera, oligófaga que se alimenta gregariamente y desfolia varias especies de pinos y de cedros. El ciclo de vida de las orugas procesionarias del pino típicamente es anual, pero se puede extender hasta a dos años en mayores altitudes o en las latitudes septentrionales (EPPO/CABI, 1997). En las latitudes norte y en las altitudes mayores, los adultos prorrumpen más temprano.

El cambio climático está produciendo impactos evidentes en la distribución de esta plaga forestal perjudicial. Battisti *et al.* (2005) reportaron una expansión latitudinal septentrional y central en Francia de 87 km hacia el norte de 1972 a 2004 y un desplazamiento altitudinal de 110 a 230 m hacia los Alpes del norte de Italia, de 1975 a 2004, atribuyendo esta expansión a la frecuencia reducida de heladas tardías, que aumentan la supervivencia invernal de las larvas como resultado de la tendencia al calentamiento de las últimas tres décadas. En los últimos diez años la oruga procesionaria del pino se ha difundido en casi 56 km hacia el norte de Francia (Battisti *et al.*, 2005).

Durante el verano de 2003, el verano europeo más caliente de los últimos 500 años, la *T. pityocampa* manifestó una expansión sin precedentes hacia las poblaciones de pinos de las tierras altas de los Alpes italianos, incrementando su radio de acción altitudinal en un tercio de la expansión total habitual de las tres décadas precedentes (Battisti *et al.*, 2006). Esta propagación tan inusual y rápida ha sido atribuida al aumento de dispersión nocturna en las hembras durante temperaturas nocturnas inusualmente cálidas. El calentamiento gradual de la región ha permitido que esta plaga mantenga su presencia en esta altitud debido al aumento en la capacidad de supervivencia de las larvas.

En las montañas de Sierra Nevada del sudeste español, la *T. pityocampa* se ha expandido a mayores elevaciones en los últimos 20 años como resultado del incremento de la temperatura media (Menéndez, 2007). Las poblaciones residuales del pino silvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) que se dan en este nuevo radio de acción de la oruga procesionaria, están siendo atacadas cada vez más, particularmente en los años más calientes (Hódar y Zamora, 2004). Esta propagación, causada por el cambio climático, tiene consecuencias potenciales catastróficas para estas especies endémicas de montaña que probablemente también sufren de los efectos directos del cambio climático.

Dado que la distribución actual de la *T. pityocampa* no es constreñida por la distribución de sus huéspedes, los inviernos más calientes incrementarán la actividad alimenticia invernal de las larvas, cuya probabilidad de muerte por temperaturas letales ha disminuido y se puede esperar que continuará la mejor capacidad de supervivencia y de difusión en ambientes previamente hostiles (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Oruga procesionaria de la encina**

Originaria de Europa central y del sur, la *Thaumetopoea processionea* es una de las plagas desfoliadoras más perjudiciales de las encinas. Desde finales del siglo XX ha estado expandiendo su radio de acción hacia el norte y, hoy en día, se ha establecido en Bélgica, Dinamarca, norte de Francia y en los Países Bajos y ha sido reportada en el sur de Suecia y en

el Reino Unido. Se supone que este desplazamiento hacia el norte es debido a una mejor sincronización en la eclosión de los huevos y una reducción de las heladas tardías como resultado de las temperaturas más cálidas (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tótrix de las yemas del alerce**

Esta polilla (*Zeiraphera diniana*) es una plaga europea que ha estado desfoliando enormes áreas de bosques de alerces en los Alpes cada 8–10 años durante siglos (Battisti, 2004). Tiene un ciclo de vida anual, invierna en su etapa de huevos sobre las ramas de los alerces y se alimenta de las acículas tan pronto como revientan las larvas. Como tal, es fundamental la sincronización entre la eclosión de los huevos y el surgimiento de los cogollos. Las mayores temperaturas asociadas con el cambio climático han afectado esta relación produciendo desincronizaciones y reduciendo la incidencia de estas polillas en Suiza (Evans, 2008). Se ha reportado que las temperaturas anormalmente altas producen una alta mortandad inusual de los huevos (Battisti, 2004).

5.2. Patógenos

Ascomicetes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Banda roja del pino**

La *Mycosphaerella pini* es un hongo que infesta y daña las acículas de las especies de *Pinus*, produce enormes desfoliaciones, atrofia el crecimiento y, eventualmente, causa la muerte de los árboles huéspedes, aunque la vulnerabilidad es desigual entre las diferentes especies de pinos. Originario de los bosques templados del hemisferio norte, este hongo es una de las plagas más perjudiciales de las plantaciones de pinos del hemisferio sur, donde tanto los huéspedes como los patógenos han sido introducidos. El *P. radiata*, ampliamente plantado, es particularmente vulnerable y muchos bosques plantados con estas especies del hemisferio meridional, sobre todo en África oriental, Nueva Zelandia y Chile, han sido devastados por este hongo (conocido también como dothistroma de las acículas o tizón banda roja). Este patógeno ha obligado a que los directores de algunas áreas abandonaran la plantación del *P. radiata* y ahora dependen más de otras especies arbóreas.

En su radio de acción original, la *M. Pini* normalmente causa pocos daños, pero desde finales de la década de 1990 ha estado causando enormes desfoliaciones y mortandad en las plantas jóvenes de pino torcido (*Pinus contorta* var. *latifolia*) en la parte occidental norte de Colombia Británica (Canadá) (Woods, Coates y Hamann, 2005). La mortandad de los pinos torcidos maduros se ha observado en poblaciones mixtas donde los pinos esparcidos representan sólo una pequeña proporción de la composición de las plantaciones; esto representa una incidencia sin precedentes en el globo terráqueo de *M. pini* (Woods, Coates y Hamann, 2005). La epidemia actual coincide con un período prolongado de frecuencia incrementada de eventos de lluvias cálidas, desde mediados hasta finales de la década de 1990, permitiendo una rápida difusión y aumentando los índices de infestación. En contraposición a muchas otras especies, los cambios en los modelos de precipitaciones pueden ser más importantes que los cambios en la temperatura para prever la difusión e impacto de la *M. pini*.

Basidiomicetes

Especies *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Las especies *Armillaria* son patógenos comunes en todo el mundo que atacan árboles, arbustos leñosos y plantas herbáceas, produciendo descomposición de la madera, menor crecimiento e incluso mortandad, particularmente en árboles sometidos a estrés por otros factores, o en árboles jóvenes plantados en sitios de los cuales han sido removidos los huéspedes infestados. Las especies *Armillaria* se pueden volver más agresivas y dañinas cuando las temperaturas elevadas causan estrés por sequía reduciendo de esta forma la defensa de los árboles (Evans, 2008). Las condiciones fisiológicas de los árboles, en general, pueden ser un factor importante para controlar los impactos de las especies *Armillaria* y el cambio climático puede afectar su epidemiología (Méndez 2007).

Oomycetes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

El *Phytophthora cinnamomi* se considera uno de los mayores patógenos forestales más ampliamente distribuidos y destructivos. Tienen un amplio radio de acción, infestando unas 1 000 especies arbóreas por medio de podredumbre de las raíces y chancros. Se desconoce el radio de acción original pero se cree que sea del sudeste asiático y del África meridional (EPPO/CABI, 1997). Actualmente este patógeno se puede encontrar en varias áreas templadas y subtropicales del mundo, en África, Asia y el Pacífico, Europa, América Latina y el Caribe, Cercano oriente y América del Norte. En la mayoría de los países se conoce sólo en los viveros, pero en Europa (Francia, Italia, España, Portugal) se ha observado en los ambientes naturales (EPPO/CABI, 1997).

La temperatura, la humedad y el pH influyen en el crecimiento y reproducción de este hongo. En un estudio sobre los impactos del calentamiento climático sobre los *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) predijeron un radio de acción de expansión potencial de esta enfermedad en Europa, de uno a varios centenares de kilómetros hacia el este, desde las costas del Atlántico dentro de un siglo.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock y Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Muerte repentina del roble**

La *Phytophthora ramorum* causa una enfermedad muy grave denominada muerte repentina del roble, que produce una mortandad extensiva de robles y tanoaks. También se asocia con las enfermedades de plantas ornamentales y de otras especies coníferas y de hojas anchas. Este patógeno es un problema grave de los bosques y viveros de Europa y Norteamérica. Se desconoce el origen geográfico del *P. ramorum*; se supone que haya sido introducido independientemente en Europa y en Norteamérica desde un tercer país no identificado.

Este patógeno se propaga probablemente por medio de una pluralidad de medios. Los esporangios se pueden difundir localmente por medio de salpicaduras de lluvias, lluvias con vientos, irrigación o aguas de la capa freática, suelo y de la cubierta vegetal muerta del suelo (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Los escarabajos barrenillo y coleópteros de ambrosia se encuentran comúnmente en los árboles infestados pero su papel potencial de vectores aún no ha sido investigado (EPPO, 2008). Por consiguiente, los cambios en el clima, precipitaciones

y temperaturas, en particular, probablemente producirán más condiciones óptimas para que este patógeno aumente la incidencia de la enfermedad.

5.3. Otras plagas

Los nematodos

En general hay una relación estrecha entre las temperaturas del suelo y las distribuciones de algunas especies de nematodos parásitos en las plantas. Por ejemplo, el *Meloidogyne incognita*, previamente considerado limitado al área del Mediterráneo, se encontró recientemente en los Países Bajos (Cannon, 2008). También se supone que el incremento de la temperatura de un grado Celsius podría permitir que los *Longidorus caespiticola* se establezcan más al norte en el Reino Unido (Cannon, 2008). Se cree también que puede haber influencias climáticas en el establecimiento del gusano que causa el marchitamiento del pino (*Bursaphelenchus xylophilus*) y en su vector, un complejo de huéspedes (que causan muchas preocupaciones a nivel internacional) que se menciona en mayores detalles más adelante.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner y Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nematodo que causa el marchitamiento del pino**

Este gusano, *Bursaphelenchus xylophilus*, es el agente que causa el marchitamiento de los pinos cuyos vectores son los escarabajos *Monochamus*. Originario de América del Norte, donde no se considera una plaga grave, el nematodo es una amenaza peligrosa para los bosques de pinos asiáticos y europeos y ha producido una enorme mortandad de árboles en los países donde ha sido introducido.

Los cambios en la temperatura y en las precipitaciones probablemente impactan en la difusión del nematodo y en la gravedad de los daños causados por esta enfermedad. El marchitamiento de los pinos es más prevalente en climas cálidos ya que el nematodo completa su ciclo de vida en 12, 6 y 3 días a los 15, 20 y 30 °C de temperatura, respectivamente (Diekmann *et al.*, 2002). Las altas temperaturas y las precipitaciones bajas en verano causan daños acelerados por medio de los impactos en la actividad de los vectores, propagación del nematodo y estrés hídrico en los árboles (Kiritani y Moromoto, 2004). En Japón, mientras ha disminuido gradualmente las pérdidas anuales de árboles debido a la enfermedad, las infestaciones se han esparcido en las áreas del norte y en los bosques de mayores elevaciones como resultado del aumento de las temperaturas (Kiritani y Moromoto, 2004). Su reciente introducción en Portugal, donde el nematodo y su vector *M. galloprovincialis* coexisten, ha producido graves pérdidas en los *Pinus pinaster* y otros pinos vulnerables corren riesgos, hoy en día, en áreas de alrededor de 20 °C. Los bosques europeos y el comercio están siendo fuertemente amenazados si esta difusión se propaga al resto del continente.

6. RESUMEN Y CONCLUSIONES

La evidencia presentada desde este estudio teórico muestra que el cambio climático está produciendo impactos enormes y generalizados en la sanidad forestal de todo el mundo y, como consecuencia, en el sector forestal. Con toda claridad, si estos cambios climáticos y ecológicos están siendo detectados desde ahora, cuando el planeta ha sufrido un aumento promedio de sólo 0,74 °C de temperatura, se puede suponer que ocurrirán muchos más impactos sobre las especies y ecosistemas en respuesta al nivel de temperatura pronosticado por el IPCC. Por el contrario, hay algunas indicaciones de que los efectos interrelacionados sobre los árboles huéspedes y la influencia directa sobre los enemigos naturales pueden volver el efecto global difícil de pronosticar y se cree que no todo el panorama de cambio climático será desastroso.

El desafío, en el intento por comprender los impactos del cambio climático, no es sólo obtener información sobre los impactos de la temperatura, precipitaciones y demás factores climáticos sobre los bosques y plagas, sino también adquirir conocimiento sobre las interacciones entre los diferentes factores del cambio climático y la forma en que estos cambios climáticos impactan en las perturbaciones y viceversa.

Mientras ya se tiene disponible una buena cantidad de información sobre los impactos del cambio climático en las especies y ecosistemas del mundo, desde el punto de vista de los bosques, se necesita mucho más información sobre los impactos en los bosques, las plagas forestales y las relaciones complejas que devienen con el cambio climático. La mayor parte de la información disponible viene de Europa y Norteamérica y, por lo tanto, hay una exigencia evidente de incrementar la investigación en otras regiones. Los insectos más estudiados pertenecen a los órdenes de lepidópteros y hemípteros, mientras hay información limitada sobre los coleópteros. También es escasa la información sobre los efectos del cambio climático en los simbioses y en las dinámicas de los huéspedes. Ulteriores estudios detallados sobre las plagas forestales importantes permitirían la elaboración de estrategias de contención para el futuro y contribuirían para que los responsables de la ordenación forestal y de la formulación de políticas se preparen mejor para los desafíos que tienen que ver con el cambio climático y propongan análisis sobre futuras adaptaciones de las plagas al cambio climático.

Con el acrecimiento del comercio mundial emergen nuevos desafíos debidos al aumento del riesgo y frecuencia de movimiento de las plagas (Evans, 2008). Cuando las plagas se expanden en nuevos territorios, en ausencia de un control de equilibrio proporcionado por los enemigos naturales, o si encuentran nuevas especies de huéspedes o las especies huéspedes naturales se propagan, se establecen oportunidades importantes para episodios de brotes que reducen el crecimiento de los bosques y producen la mortandad de los árboles. El desplazamiento gradual de la sostenibilidad climática en regiones previamente insostenibles del mundo, ofrece nuevas oportunidades para que las plagas forestales se establezcan en nuevas ubicaciones. Predecir y ordenar estas incursiones es el eje fundamental de este nuevo reto; prediciendo sobre todo cuales plagas tienen el potencial de volverse peligrosas en las nuevas ubicaciones. El conocimiento que se deriva de la habilidad de estas plagas de adaptarse a la transformación del clima en sus áreas de origen, puede ser una herramienta de gestión útil, pero se supone que el aumento de las oportunidades para que las plagas encuentren zonas ecoclimáticas nuevas y disponibles para el establecimiento, producirá nuevas infestaciones y desafíos en la ordenación de las plagas forestales.

El sector forestal necesita un seguimiento y control efectivos y la detección de actividades que permitan acciones tempranas para enfrentar el aumento o cambio en los brotes de plagas, incluyendo continuas evaluaciones de riesgo de plagas. Existe también la necesidad de prácticas alternativas para reducir la vulnerabilidad subsiguiente de los bosques, tales como plantar árboles tolerantes a las plagas, identificados por medio de programas de obtención vegetal. Hacemos notar, sin embargo, que es improbable que tales programas puedan predecir nuevos riesgos por plagas en tiempos oportunos, debido al desplazamiento de las especies que se adaptan a nuevos ambientes. Un análisis exhaustivo de riesgos, al igual que sistemas de ordenación basados en mejores conocimientos, usando una variedad de tecnologías de la información, tales como los modelos de simulación, los sistemas de información geográfica y la teledetección, podrían también tener un papel importante en la protección de la sanidad forestal ante los impactos del cambio climático y de las plagas forestales.

BIBLIOGRAFÍA

- Amman, G.D., McGregor, M.D. y Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) Servicio Forestal.
- Andrew, N.R. y Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. y Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., et al.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., et al.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., et al.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. y Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EE.UU.
- Berg, E.E., et al.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., et al.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., et al.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. y Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. y Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., et al.** 2005. Selection of discontinuous lifehistory traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619. 30
- Buse, A. y Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) undersimulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. y Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Roma, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. y Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. y Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Servicios

Forestales Canadienses, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.

- Ciesla, W.M. 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible en: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154ylangdisplay=english>
- Classen, A.T., *et al.* 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D. 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., *et al.* 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., *et al.* 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L. 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L. 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., *et al.* 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., *et al.* 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P. 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In World Meteorological Organization (WMO). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate Change*, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Ginevra, WMO.
- Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. y Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.
- De Lucia, E.H., *et al.* 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (disponible también en: www.defra.gov.uk/planth/pestnote/newram.pdf)
- Deutsch, C.A., *et al.* 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.
- Diekmann, M., *et al.*, (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Roma, Italia.
- Esper, J., *et al.* 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.
- Fitter, A.H. y Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.
- Fleming, R.A. y Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.

- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO. 32
- Organización Europea y Mediterránea de Protección de las Plantas (EPPO).** 2008. EPPO alert list. Disponible en: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Evans, H.** 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Roma, FAO.
- Organización Europea y Mediterránea de Protección de las Plantas (EPPO)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. y Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Forister, M.L. y Shapiro, A.M.** 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.
- Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. y Le Corff, J.** 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.
- Franco, A.M.A., et al.** 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.
- Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. y Travers, S.E.** 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.
- Gibbs, J.N. y Grieg, B.J.W.** 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.
- Gordo, O. y Sanz, J.J.** 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.
- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. y Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., et al.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. y Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. y Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. y Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. y Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D'Amore, D.V., Wittwer, D.T. y Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

- Hill, J.K., Thomas, C.D. y Blakeley, D.S. 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. y Zamora, R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13:493–500.
- Hogg, E.H. y Bernier, P.Y. 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. y Michaelian, M. 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. y Nordheim, E.V. 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. y Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. y Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.
- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. y Gómez-Gómez, B. 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. y Osterkamp, T.E. 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. y Peñuelas, J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., et al. 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., et al. 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., et al. 2008. Free air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190
- Kiritani, K. y Morimoto, N. 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J. 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Creado en 2001, modificado en 2005.
Disponible en: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62ylangdisplay=english>
- Kopper, B.J. y Lindroth, R.L. 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V. 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., et al. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.

- Lenoir, J., et al.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. y Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. y Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. y Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology y Management*, 68: 375–384.
- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., et al.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., et al.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., et al.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. y Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. y Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, US.
- Nealis, V. y Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canadá. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., et al.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., et al.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. y Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. y Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., et al.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. y Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. y Régnière, J. y Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51:295–305.

- Rank, N.E. y Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56:2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. y Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. y Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., et al.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, et al.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. y Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. y Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Servicios Forestales Canadienses (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (disponible en: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. y Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, EE.UU.
- Simard, I., Morin, H. y Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canadá. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.
- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. *In Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Sudáfrica, 9–16 de mayo de 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. y Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., et al.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. y Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. *In* Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. y Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EE.UU.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. y Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., et al.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., et al.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360:339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. y Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F, Régnière, J. y Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.

- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. y Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33:1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P., Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. y Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., et al.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.
- Vanhanen, H., et al.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., et al.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. y Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., et al.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. y Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. y Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. y Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. y Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., et al.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., et al.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. y Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canadá.
- Westgarth-Smith, et al.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. y Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. y Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. y Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, et al.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.

- Wolf, A., Kozlov, M.V. y Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. y Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented Dothistroma needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., et al.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

