



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-422

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Evolución post-incendio de la estructura de la vegetación en el PN de Garajonay a partir de datos LiDAR

MARINO DEL AMO, E.¹, RANZ VEGA, P.¹, TOMÉ MORÁN, J.L.¹

¹ AGRESTA Sociedad Cooperativa, c/ Duque de Fernán Núñez, 2, 1º 28012. Madrid.

Resumen

El objetivo de este estudio fue la obtención de cartografía de la estructura de la vegetación tras el gran incendio producido en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera) en 2012. Para ello se utilizó información de varios vuelos LiDAR de la zona de estudio con una densidad de pulso de 1 pulso/m²: 2011 (pre-incendio), 2012 (inmediatamente post-incendio) y 2014 (más reciente disponible). A partir de los datos LiDAR de las 3 fechas, se estudió la evolución temporal de la cobertura de la vegetación (fracción de cabida cubierta) y su distribución vertical (% del número de retornos normalizados en distintos tramos de alturas). Se observaron diferencias significativas en la evolución de la estructura vertical y la cobertura, tanto en el estrato arbolado como en el de matorral/sotobosque, encontrando un grado de recuperación distinto en función del tipo de vegetación afectada y de la severidad del fuego. Los resultados proporcionaron información espacial continua de la evolución temporal post-incendio en toda la zona de estudio (1.870 ha), cuantificando las pérdidas y localizando las áreas más afectadas, siendo especialmente relevante para la planificación de actuaciones de restauración de la vegetación prioritaria del Parque Nacional.

Palabras clave

Restauración post-incendio, LiDAR aéreo, severidad del fuego, grandes incendios, cartografía

1. Introducción

La teledetección es una herramienta fundamental para el seguimiento de los ecosistemas así como los cambios producidos en ellos a lo largo del tiempo. Una de las herramientas que mayor potencial de aplicación ha demostrado para la evaluación de las masas forestales es la tecnología LiDAR (Light Detection And Ranging). La capacidad de disponer de información tridimensional de la vegetación es una gran ventaja del LiDAR frente a los datos derivados de sensores ópticos. Numerosos estudios demuestran la utilidad de los datos LiDAR para analizar la estructura de las masas forestales mediante el desarrollo de distintas metodologías, permitiendo obtener información de parámetros de interés tanto a nivel de masa como de árbol individual (MORSDORF et al. 2006; KANE et al. 2010). Algunos autores proponen incluso el uso de métricas LiDAR para evaluar la severidad del fuego (MONTEALEGRE et al. 2014).

El dinamismo de las masas forestales es inherente a la evolución de los propios ecosistemas. Sin embargo, los cambios debidos a agentes bióticos o abióticos hacen más patente la necesidad de disponer de información espacial y temporal sobre los impactos potenciales producidos por dichas perturbaciones. El fuego es uno de los elementos con mayor capacidad de modificación de la estructura de las masas forestales, que en el caso de los grandes incendios puede tener impactos muy significativos a escala de paisaje (MOREIRA et al. 2011). La magnitud de los efectos de los incendios depende del tipo de vegetación afectada, así como de la severidad del fuego (PAUSAS & KEELEY, 2009). Por tanto, disponer de información del estado y evolución de la vegetación tras el fuego es clave para poder analizar los efectos producidos por los incendios en las áreas quemadas y plantear las intervenciones necesarias para su adecuada recuperación.

En los últimos años las islas Canarias están sufriendo un incremento del número incendios, en especial de grandes incendios forestales (MAGRAMA, 2012). En agosto de 2012, la isla de la Gomera sufrió un gran incendio que afectó a más de 3.600 ha. El fuego penetró en el Parque Nacional de Garajonay, quemando 1.868 ha dentro del mismo y de la Zona Periférica de Protección. Este entorno natural tiene un alto valor ecológico por la presencia de algunas de las mejores representaciones de formaciones endémicas típicas de la vegetación canaria, como el fayal-brezal y la laurisilva. Debido a la magnitud del incendio, esta perturbación supone un gran impacto ecológico en estos sistemas naturales. En el presente estudio se aborda la evaluación del estado de las masas forestales afectadas por ese incendio basado en un análisis estructural derivado de datos LiDAR.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo fue obtener una metodología de seguimiento para analizar la evolución temporal de la estructura tridimensional de la vegetación post-incendio en el Parque Nacional de Garajonay a partir de datos LiDAR. El estudio incluye varios objetivos específicos:

1. Evaluar la estructura vertical y horizontal de la vegetación, distinguiendo la cobertura del dosel arbóreo (estrato superior) de la cobertura del sotobosque y/o matorral (estrato inferior)
2. Analizar el efecto de la severidad del fuego en las masas quemadas
3. Detectar diferencias entre los distintos tipos de formaciones de monteverde existentes.

3. Metodología

3.1. Zona de estudio

El área de estudio incluyó toda la superficie quemada (1.868 ha), tanto dentro del Parque Nacional (743 ha) como en la Zona Periférica de Protección (1.125 ha). La vegetación afectada se desarrolla sobre suelos de origen volcánico en un amplio rango de altitudes, comprendiendo distintos tipos de vegetación, desde masas arboladas muy densas hasta formaciones de matorral y de pastizal. Los vientos alisios generan nieblas frecuentes en la isla que se sitúan en las zonas más elevadas del Parque, favoreciendo ambientes muy húmedos durante prácticamente la totalidad del año debido al incremento de captación de agua y reducción de la evapotranspiración (GANDULLO et al. 1991). En estas zonas se localizan los ecosistemas más representativos del Parque, con especies características del monteverde canario como la *Erica arborea* L., *Myrica faya* Ait., *Laurus novocanariensis* Rivas Mart. & al., and *Ilex canariensis* Poir. Además de las distintas masas de laurisilva y fayal-brezal presentes, existen algunas áreas con plantaciones de pino y frondosas. También se encuentran matorrales de *Cistus* o de fayal-brezal degradado, así como ecosistemas endémicos de vegetación xerofítica, generalmente localizados en las zonas de menor altitud de la Zona Periférica de Protección.

3.2. Datos LIDAR

Se utilizaron datos LiDAR adquiridos por la empresa GRAFCAN en tres fechas distintas: octubre 2011 (pre-incendio), octubre 2012 (post-incendio) y agosto 2014 (más reciente disponible). Todos los vuelos se realizaron con una densidad de 1 pulso/m².

Los archivos LAS se procesaron mediante algoritmos del software FUSION (MCGAUGHEY, 2014), combinados con desarrollos propios de AGRESTA implementados en QGIS (QGIS Development Team, 2014) que permiten abordar el análisis en grandes superficies. Primero se depuraron y clasificaron los archivos LAS, identificando los retornos correspondientes a suelo y vegetación. Con los retornos de suelo se generaron modelos digitales del terreno (MDT) de un metro de paso de malla para cada fecha. Los datos de alturas (z) fueron normalizados mediante sustracción del

correspondiente valor del MDT en cada punto. Los puntos por debajo de 40 cm fueron excluidos de los retornos clasificados como vegetación para evitar errores debidos a la interpolación necesaria para crear el MDT y a las limitaciones de precisión altimétrica del LiDAR (20 cm).

El procesado de los datos LiDAR se realizó con un tamaño de pixel de 20 m. Para cada fecha de vuelo, se obtuvo una cartografía continua de las distintas métricas LiDAR utilizadas en formato ráster de 20 x 20 m. Esta resolución permitió tener un nivel de detalle adecuado sin comprometer el cálculo de estadísticos de la nube de puntos analizando al menos 200 puntos por celda.

3.3. Análisis de la estructura de la vegetación

Cada uno de los retornos de la nube de puntos LiDAR tiene asociado sus coordenadas (x,y,z), lo que permite realizar una análisis tridimensional de la estructura de la vegetación. Las principales variables analizadas fueron la cobertura de la vegetación y su distribución vertical.

La cobertura se calculó mediante el porcentaje de primeros retornos respecto al total, medida de la fracción de cabida cubierta (FCC) que permite caracterizar la distribución horizontal de la vegetación (MORS DORF et al. 2006). Esta variable se analizó de forma independiente para dos estratos diferenciados: i) estrato del arbolado, a partir de 4 m de altura, y ii) estrato del sotobosque/matorral, por debajo de 4 m de altura. El umbral de 4 m seleccionado fue elegido por ser una altura adecuada para excluir la regeneración del arbolado desde las cepas, y poder así analizar la capacidad de rebrote en las copas afectadas (objetivo específico de interés para el Parque). Además, este valor sigue un criterio coherente con estudios previos de caracterización de la vegetación canaria.

A partir del número de retornos de los pulsos LiDAR a distintas alturas se puede obtener información sobre la distribución vertical de la vegetación. En este estudio interesaba analizar con un mayor nivel de detalle el estrato inferior (< 4 m) con el fin de poder caracterizar mejor la recuperación de la vegetación procedente de la regeneración del arbolado (rebrotos de cepa) así como de otras especies del sotobosque o matorral potencialmente existentes. Para ello se realizó una subdivisión por tramos de alturas de 1 m en el estrato inferior. En resumen, la distribución vertical de la nube de puntos LiDAR se analizó en los siguientes tramos: 0,4 a 1 m, 1 a 2 m, 2 a 3 m, 3 a 4 m, y 4 a 40 m. Para cada tramo se evaluó el porcentaje del número de retornos en las distintas fechas (2011, 2012, 2014). La variable utilizada fue el porcentaje normalizado del número de retornos, que se calculó para cada tramo en función de los retornos del pulso láser que llegaban a cada uno de los umbrales de altura predefinidos (SKOWRONSKI et al. 2007). Esta variable nos indicó una medida de la densidad media de la vegetación en cada tramo para el estrato inferior y por encima de 4 m en el estrato superior, obteniendo así el perfil de la distribución vertical de la vegetación.

La evolución temporal de la estructura de la vegetación se analizó según el tipo de vegetación prioritaria existente antes de incendio, así como en función de la severidad del fuego considerando distintos niveles: 1) fuego de superficie sin afectación aparente de las copas, 2) copas sofamadas, y 3) copas calcinadas (ver detalles en MARINO et al., 2016).

4. Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestra diferente evolución de la cobertura para el estrato arbolado (FCC > 4 m) y estrato de matorral/sotobosque (FCC < 4 m) durante el periodo de estudio. A continuación se detallan los resultados obtenidos.

4.1. Cobertura del estrato arbolado

Inmediatamente después del incendio (periodo 2011-2012) los resultados indicaron que más del 88% de la superficie de estudio sufrió pérdidas de cobertura arbórea. Dos años después, la superficie con pérdidas de cobertura aumentó hasta el 92% (periodo 2011-2014). La superficie con disminución de cobertura arbórea por encima del 25% superó las 340 ha en 2012 y se incrementó a más de 435 ha en 2014, afectando principalmente a las zonas de fayal-brezal situadas dentro del Parque (Figura 2).

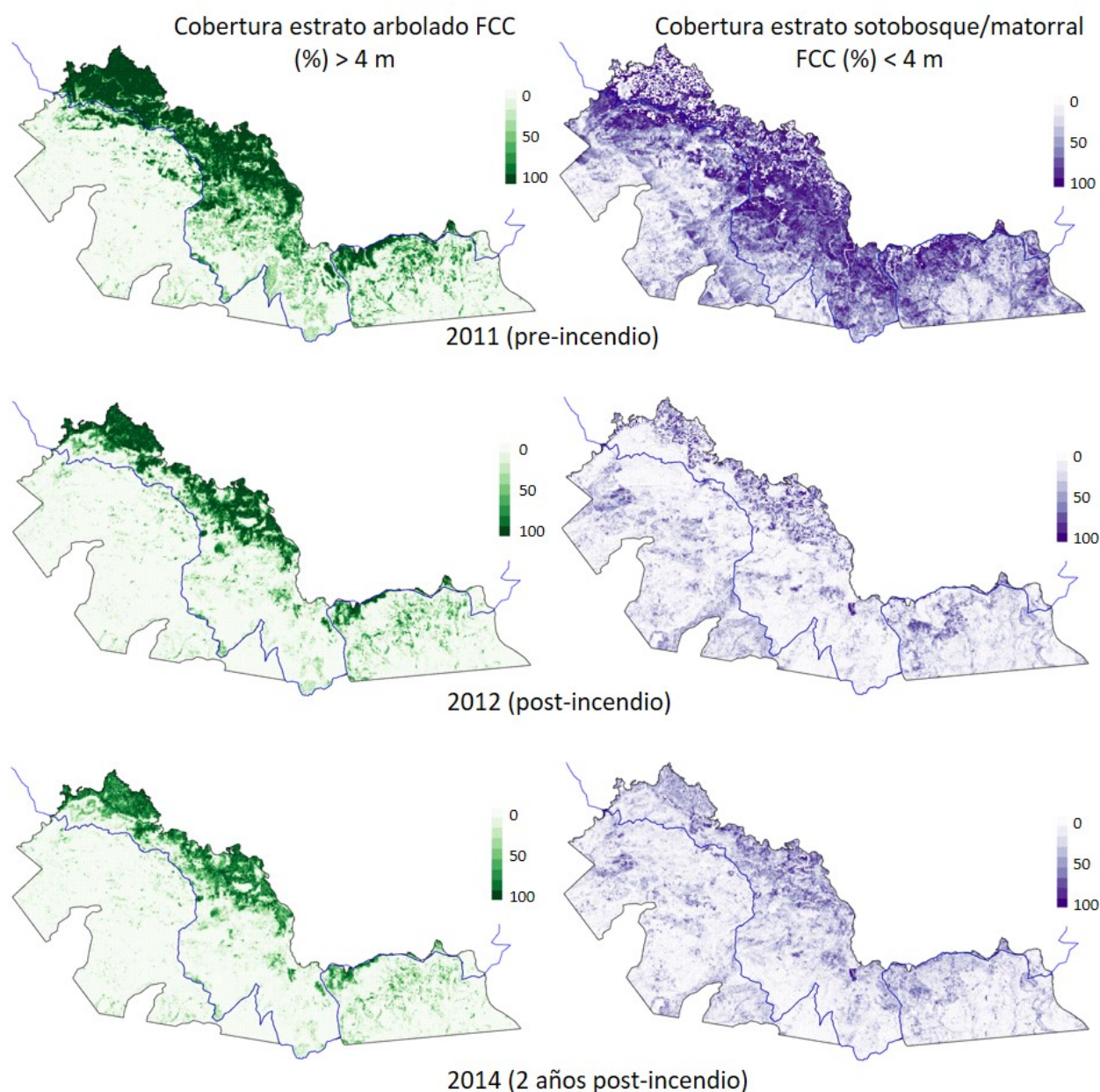


Figura. 1. Evolución de la cobertura del estrato arbolado (FCC > 4 m) y del matorral/sotobosque (FCC < 4 m) para la zona de estudio. La línea azul indica el límite entre el interior del Parque Nacional y su zona periférica de protección.

El aumento de las pérdidas de cobertura en el estrato arbolado probablemente fue debido a la caída de hojas y ramillas muertas en copas soflamadas, e incluso a la caída o tronchado de cepas

quemadas en áreas calcinadas. Hay que señalar que gran parte de la superficie afectada mantenía las estructuras de las cepas quemadas en pie y que estos datos de cobertura no distinguen entre biomasa viva y muerta, lo cual debe ser tenido en cuenta para poder interpretar correctamente los valores presentados. No obstante, disponer de información sobre la cantidad de biomasa muerta en pie también es relevante dada su capacidad para aumentar la captación de precipitación horizontal y reducir la insolación, condicionantes ambos que pueden ser de especial importancia para la adecuada recuperación de la zona incendiada.

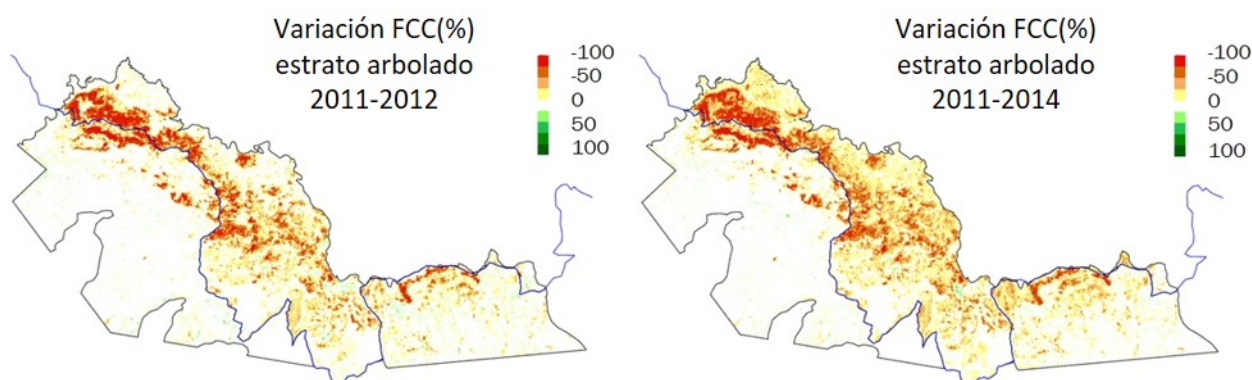


Figura. 2. Variación de cobertura del estrato arbolado en cada periodo de estudio: 2011 (pre-incendio), 2012 (post-incendio), 2014 (2 años post-incendio).

Al analizar los resultados por niveles de severidad (Figura 3) se observó, como es lógico, que las mayores pérdidas de cobertura arbolada se detectaron en las zonas afectadas por una mayor severidad del fuego (severidad 3, copas calcinadas). En este caso las pérdidas medias superaron el 22%, lo que supuso una disminución relativa del 76% de la cobertura arbolada existente antes del incendio. En las zonas con nivel de severidad intermedio (severidad 2, copas sofamadas), se observó un valor promedio de 7% de pérdidas en cobertura arbolada, pero dado que estas zonas tenían una menor cobertura arbolada inicialmente, la disminución en términos relativos fue del 30% respecto a los valores pre-incendio.

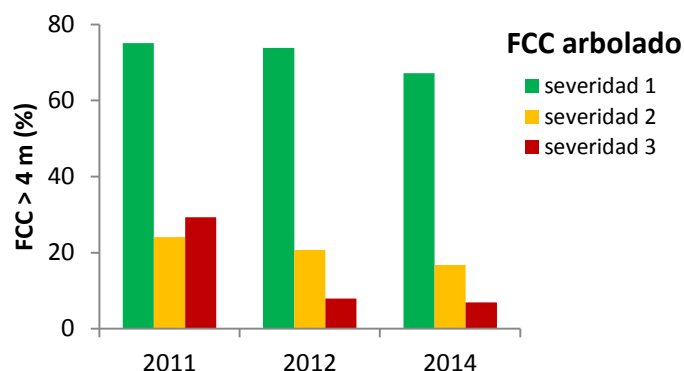


Figura. 3. Evolución de la cobertura del estrato arbolado (FCC > 4 m) antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) en función de los niveles de severidad del fuego: 1= fuego de superficie sin afectación de las copas; 2=copas sofamadas; 3= copas calcinadas.

Las zonas que tuvieron una menor severidad del fuego (severidad 1, fuego de superficie sin afectación aparente de las copas) tenían una cobertura del arbolado significativamente mayor antes del incendio (promedio de FCC > 75%) en relación al resto de áreas afectadas por el incendio (promedio de FCC 24% y 29% en las zonas con nivel de severidad 2 y 3, respectivamente). Las pérdidas medias de cobertura arbolada en las zonas de severidad 1 no superaron el 8%, lo que implicó una disminución relativa del 10% respecto al valor promedio pre-incendio. Sin embargo, se

observó una disminución mayor a los 2 años tras el fuego (2014) lo que podría indicar una cierta afectación en la salud del arbolado debido a los efectos del fuego tanto a nivel del tronco como a nivel del suelo (raíces superficiales, niveles de nutrientes, etc.), a pesar de que las llamas no afectaran a las copas. Estas zonas de menor severidad se corresponden fundamentalmente con formaciones de laurisilva, lo que podría indicar por un lado una menor inflamabilidad de estas masas, pero por otro lado una mayor sensibilidad de ciertas especies al fuego frente a otras formaciones de Monteverde (e.g. fayal-brezal).

Haciendo un análisis más detallado para la vegetación prioritaria existente dentro del Parque (Figura 4), se observaron diferencias según el tipo de formación. Aunque las masas quemadas de laurisilva fueron las menos afectadas en comparación con el fayal-brezal arbóreo y el brezal húmedo de crestería, parece que el fuego afectó de forma diferente a las copas en algunas de estas formaciones. Se confirmó una mayor disminución de cobertura dos años tras el fuego (2014), lo que podría indicar una pérdida de vigor en estas masas quemadas. Dentro de los tipos de laurisilva, las masas con una disminución mayor de cobertura fueron las de laurisilva húmeda (20% de pérdida media), mientras que las menos afectadas fueron las masas de laurisilva de cuenca con til (pérdida media del 8%). Respecto a las masas de brezal y fayal-brezal arbóreo, la formación más afectada fue el fayal-brezal con menor porte con pérdidas media del 29%, lo que supone una disminución relativa del 78% de la cobertura previa al incendio. El fayal-brezal más alto y el brezal húmedo de crestería tuvieron unas pérdidas medias del 34% y 39%, respectivamente, suponiendo una disminución relativa aproximada del 50% de la su cobertura inicial.

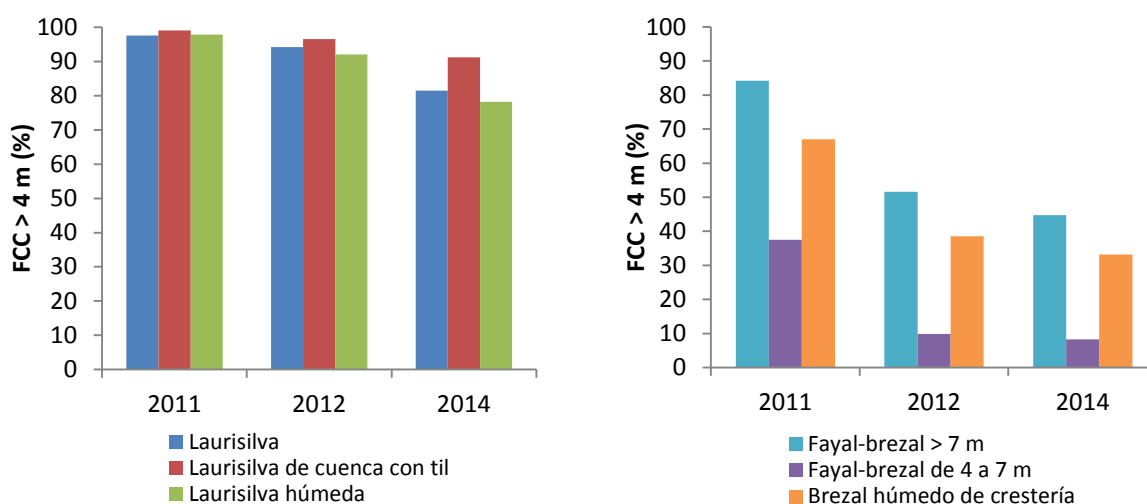


Figura. 4. Evolución de la cobertura del estrato arbolado (FCC > 4 m) antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) para los distintos tipos de vegetación prioritaria arbórea.

4.2. Cobertura del estrato del sotobosque/matorral

Los resultados indicaron que más del 83% de la superficie de estudio sufrió pérdidas de cobertura del sotobosque/matorral inmediatamente después del incendio (periodo 2011-2012). Las pérdidas de cobertura en este estrato inferior fueron muy superiores a las del estrato del arbolado. La zona del Parque fue la más afectada, con una pérdida media de cobertura del 44%, frente a la zona Periférica de Protección con una pérdida media del 22%.

Sin embargo, en el periodo post-incendio (2012-2014) se observó una mayor recuperación de cobertura que no se detectó en el estrato arbolado, con el 50% del área quemada mostrando

incrementos de cobertura en el estrato inferior de la vegetación (Figura 5). Hay que destacar que en 2014 se redujo significativamente la superficie más afectada por el fuego (pérdidas de cobertura > 75%), disminuyendo de 200 ha en 2012 a menos de 84 ha en 2014. Este resultado pone de manifiesto la moderada capacidad de regeneración de las especies de matorral y/o sotobosque, frente a la nula o escasa capacidad de rebrote en las copas del arbolado. Aun así, en 2014 la superficie afectada todavía estaba lejos de recuperar los valores iniciales de cobertura del estrato inferior de vegetación, ya que sólo el 12 % de la superficie (224 ha) tenía una cobertura igual o mayor que la existente antes del incendio. Hay que resaltar que estos datos de recuperación de la cobertura en el estrato inferior (< 4 m) no aportan información sobre la composición específica, es decir, no discriminan entre el rebrote de cepa del arbolado frente herbáceas o matorral, sino que tiene un carácter meramente estructural. Por tanto, deben ser complementados con otro tipo de datos (e.g. imágenes espectral o intensidad LiDAR) que permitan determinar el tipo de vegetación que se está recuperando (HOLMGREN et al. 2008; VIEDMA et al. 2012). Los resultados presentados en GUILLEN-CLIMENT et al. (2017) confirmaron que el aumento de cobertura en el estrato inferior correspondió en general con vegetación viva, descartando por tanto los posibles incrementos de cobertura debidos a acumulación de biomasa muerta (e.g. caída de material quemado de las copas) en el estrato inferior.

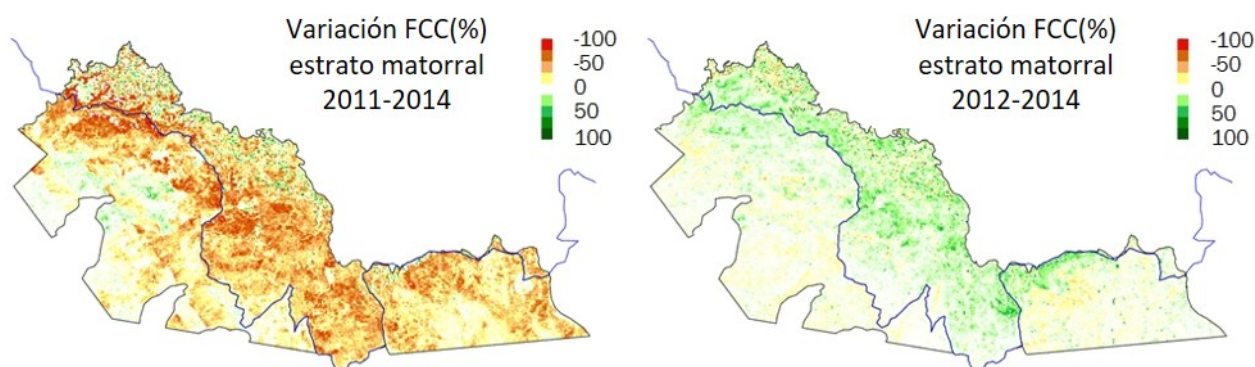


Figura 5. Variación de cobertura del estrato del sotobosque/matorral en cada periodo de estudio: 2011 (pre-incendio), 2012(post-incendio), 2014 (2 años post-incendio).

Los resultados por niveles de severidad (Figura 6) indicaron que las zonas que tuvieron una mayor severidad del fuego (severidad 3) fueron las que inicialmente tenían en 2011 una mayor cobertura del sotobosque/matorral (promedio del 58%). En general, la cobertura y la carga de combustible están directamente correlacionadas (MONTERO et al. 2013). Por tanto, como es lógico, estas zonas con una mayor carga de combustible fueron precisamente las que presentaron mayores pérdidas de cobertura al tener más vegetación disponible para arder. Justo después del incendio (2012) la cobertura del estrato inferior se redujo hasta el 11%, lo que supuso una disminución relativa del 81% respecto del valor inicial pre-incendio. Dos años después del fuego se observó una ligera recuperación en estas zonas de mayor severidad que alcanzaron un valor promedio de cobertura del 17%, lo cual implicó un incremento de casi el 50%. En el caso de las zonas con nivel de severidad intermedio (severidad 2), se observaron unas pérdidas medias del 31%, que incluso aumentaron hasta el 38% en 2014. En las zonas con menor severidad, las pérdidas en 2012 no superaron 21%, observándose una ligera recuperación a los dos años (2014) que permitió alcanzar el 82% de los valores de existentes antes del incendio.

Los resultados obtenidos también indicaron diferencias entre los distintos tipos de vegetación prioritaria del Parque (Figura 7). En relación a los distintos tipos de laurisilva, vemos que todos tenían una cobertura del sotobosque similar antes del incendio (entre el 53 y el 60%). Los valores medios de 2012 indicaron que las masas de laurisilva de cuenca con til sufrieron mayores pérdidas tras el incendio que el resto con una disminución del 45%. Sin embargo, dos años después del incendio la cobertura del estrato inferior se recuperó más rápidamente que en el resto, alcanzando en 2014 valores similares a los observados en los otros dos tipos de laurisilva.

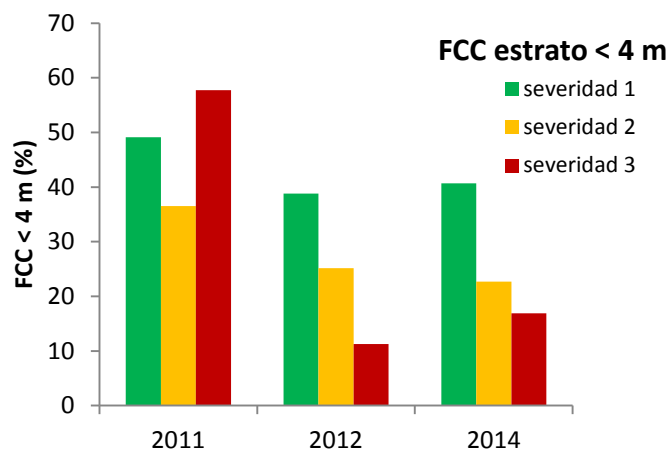


Figura 6. Evolución de la cobertura del estrato del sotobosque/matorral (FCC < 4 m) antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) en función de los niveles de severidad del fuego

El resto de formaciones presentaron unas pérdidas de cobertura mayores y una recuperación más lenta. En concreto, para el brezal húmedo de crestería, que inicialmente tenía los valores promedio más altos (76%), se observaron unas pérdidas muy importantes en 2012, mostrando tan sólo una moderada recuperación a los dos años que apenas alcanzan el 32%. En el fayal-brezal de porte arbóreo (> 4 m), las pérdidas de cobertura del sotobosque fueron mayores en las masas con menor altura (4 a 7 m), con una disminución promedio del 81% frente al 61% en las masas de mayor altura (> 7m). Dos años después del fuego, la recuperación de cobertura alcanzó valores medios entre el 24% y 35%. Por último, las formaciones de fayal-brezal arbustivas (< 4 m) también tuvieron unas pérdidas importantes de cobertura tras el incendio, variando entre el 63% y 82% según fueran masas puras o mixtas. En 2014, la recuperación alcanzada fue menor en las zonas de fayal-brezal puro (29%).

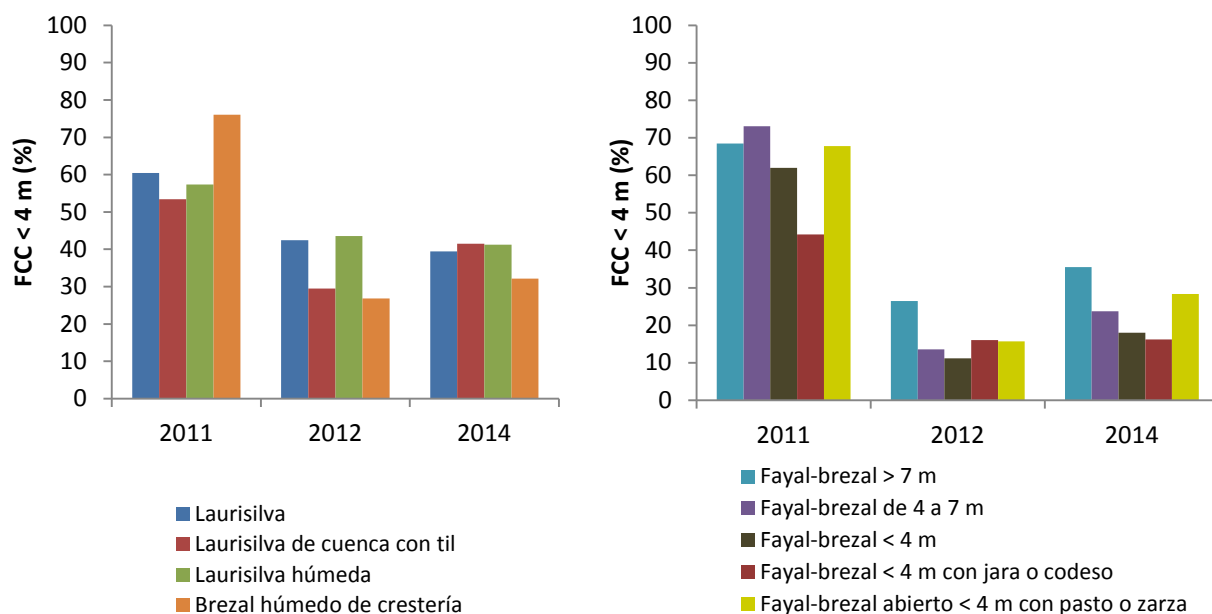


Figura 7. Evolución de la cobertura del estrato del sotobosque/matorral (FCC < 4 m) antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) para los distintos tipo de vegetación prioritaria

4.3. Distribución vertical de la vegetación

También se detectaron diferencias en la distribución vertical de la vegetación antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) para las formaciones estudiadas (Figura 8). Antes del fuego, las masas de laurisilva mostraban una concentración de biomasa en las copas, con densidades medias del 91%, mientras que en los estratos inferiores variaba entre el 10% y el 14%. Las formaciones de fayal-brezal de porte arbustivo tenían una mayor continuidad vertical de la vegetación antes de incendio, con densidades medias superiores al 20% por debajo de 1 m, y entre el 9% y 18% entre 1 y 4 m. Por el contrario, el fayal-brezal de porte arbóreo y el brezal húmedo de crestería presentaban una mayor homogeneidad en la distribución vertical de la biomasa en el tramo inferior, y una mayor densidad por encima de 4 m (60%-63%).

Inmediatamente después del incendio (2012) se observó una fuerte disminución de la densidad en todos los tramos de altura para todas las formaciones. Dos años después (2014), las masas de laurisilva presentaban una buena recuperación de la vegetación hasta los 2 m de altura, alcanzando densidades iguales o algo superiores a las existentes antes del incendio. En relación a los efectos de la severidad, se observó un mayor impacto en las zonas con mayor afectación del fuego tanto en el primer tramo inferior a 1 m como en las copas. Las masas de fayal-brezal arbóreo sólo mostraron una buena recuperación en 2014 hasta 1m de altura, donde se alcanzaron densidades medias similares a los valores pre-incendio. Sin embargo, en este caso sólo se observó un efecto significativo de la severidad del fuego por encima de los 2 m, con especial incidencia en las copas. Por el contrario, en las formaciones de fayal-brezal con porte arbustivo la recuperación de la vegetación fue muy inferior, mostrando sólo una ligera recuperación en el tramo inferior a 1 m de altura. Además, se observó un efecto significativo del nivel de severidad del fuego en todos los tramos del perfil de distribución vertical de la vegetación.

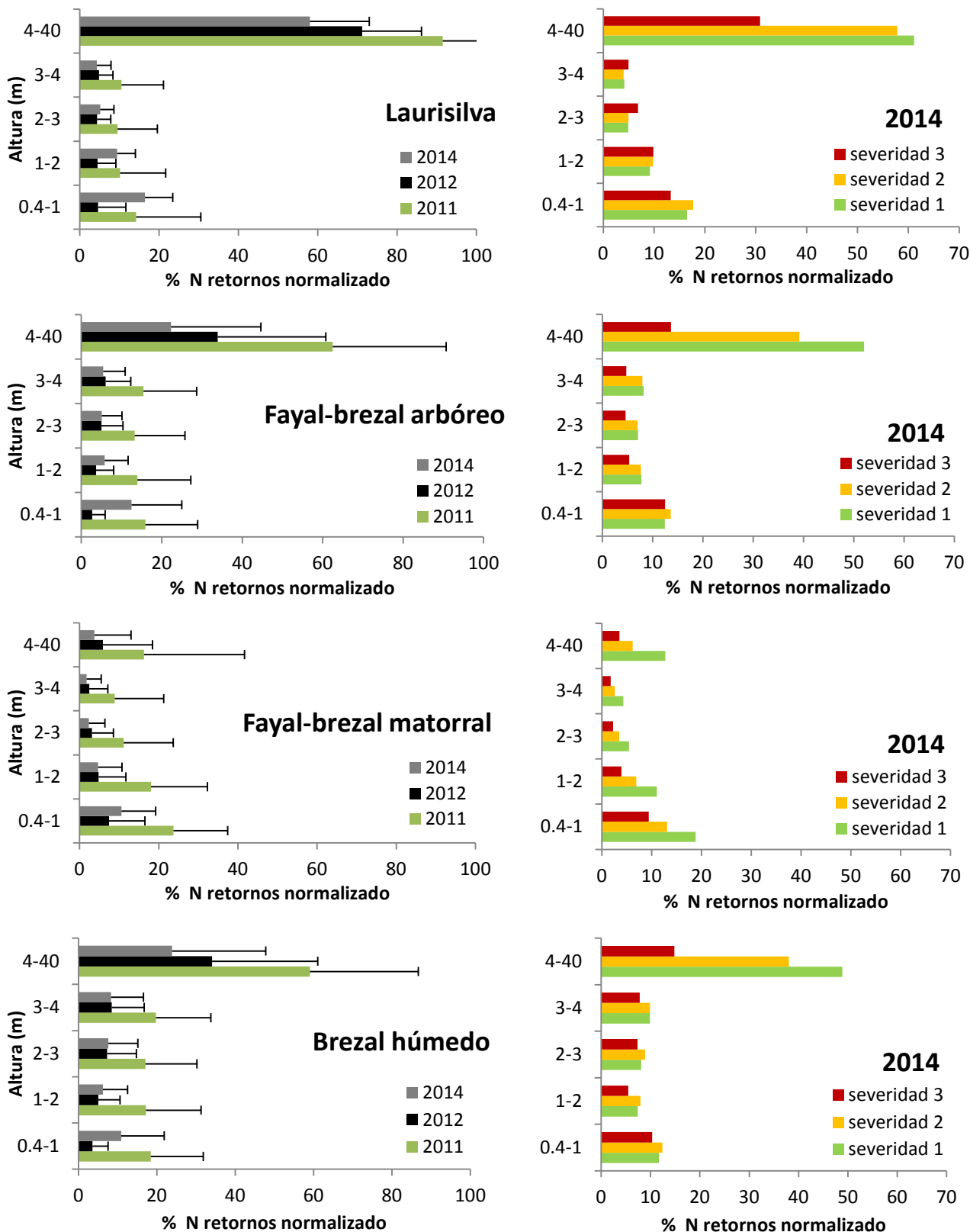


Figura 8. Evolución de la distribución vertical de la vegetación (% número de retornos normalizado para cada tramo de altura) antes (2011) y después del incendio (2012, 2014) para la vegetación prioritaria (izquierda), y efecto de la severidad en su grado de recuperación (derecha).

Para las formaciones de brezal húmedo de crestería se observa una recuperación moderada sólo en el primer tramo inferior a 1 m, alcanzando el 50% de los valores iniciales pre-incendio. En estas masas sólo se observa un efecto significativo de la severidad del fuego en las copas, con valores muy inferiores para las zonas afectadas con una mayor severidad. Los resultados resaltan la importancia de la escala temporal a la hora de evaluar los efectos del fuego en la recuperación de los ecosistemas, ya que un desfase de 2 años tras el fuego en los datos LiDAR puede implicar niveles significativamente distintos de afectación respecto a una valoración inicial post-incendio debido a la recuperación de la vegetación o a su declive por los daños producidos (MONTEALEGRE et al. 2014).

5. Conclusiones

En este trabajo se presenta una metodología de seguimiento de la evolución de la estructura de las masas forestales quemadas en el P.N. de Garajonay a partir de datos LiDAR procedentes de vuelos realizados antes y después del gran incendio de 2012. El estudio permitió analizar el efecto del fuego sobre las formaciones forestales de conservación prioritaria del Parque por su alto valor ecológico, cuantificando el impacto en función de su grado de severidad. La información cartográfica generada incorpora además datos de alta resolución (25 m) diferenciados para distintos estratos y tipos de vegetación, y permite comparar el grado de recuperación de las masas a nivel estructural. Los resultados obtenidos permiten a los gestores detectar zonas críticas en el entorno natural protegido afectado por el incendio, sentando las bases para poder planificar las actuaciones de restauración necesarias. Este proyecto también pone de manifiesto la gran utilidad que supone disponer de series de datos LiDAR multitemporales para establecer protocolos de seguimiento de los ecosistemas en general, así como proporcionar datos relevantes para localizar y cuantificar el impacto de las perturbaciones ocurridas en ellos. Los métodos propuestos facilitan el estudio de la dinámica temporal de los sistemas naturales abarcando grandes superficies, sin necesidad de realizar exhaustivos muestreos de campo con una considerable inversión de recursos y elevado coste. Las metodologías empleadas pueden ser extrapoladas a otros espacios naturales, adaptándolas a las particularidades de cada zona de interés, o bien estableciendo protocolos comunes de seguimiento de ecosistemas prioritarios por su alto valor ecológico, como la Red de Parques Nacionales.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto LIFE+GARAJONAY VIVE financiado por la UE. Los autores agradecen a la dirección del Parque Nacional de Garajonay y a TRAGSA la posibilidad de realizar este estudio. La participación de Eva Marino está parcialmente financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad mediante el programa Torres-Quevedo, que incluye aportaciones de la Comisión Europea a través del Fondo Social Europeo. La contribución de los autores también fue posible gracias al proyecto de I+D "GEPRIF" financiado por el INIA, así como por el programa FEDER de la UE.

7. Bibliografía

GANDULLO, J.M.; BAÑARES, A.; BLANCO, A.; CASTROVIEJO, M.; FÉRNANDEZ LÓPEZ, A.; MUÑOZ, L.; SÁNCHEZ PALOMARES, O.; SERRADA, R.; 1991. Estudio ecológico de la laurisilva canaria. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 189 pp. Madrid.

GUILLÉN-CLIMENT, M.; MARINO, E.; RANZ, P.; TOMÉ, J.L.; 2017. Clasificación del estado de la vegetación tras incendio en el P.N. de Garajonay a partir de datos de intensidad LiDAR e imágenes satelitales. 7º Congreso Forestal Español, 26-30 junio, Plasencia.

- HOLMGREN, J.; PERSSON, Å.; SÖDERMAN, U.; 2008. Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *Int. J. Remote Sens.* 29: 1537-1552.
- KANE, V.R.; BAKKER, J.D.; MCGAUGHEY, R.J.; GERSONDE, R.F.; LUTZ, J.A.; FRANKLIN, J.F.; 2010. Examining conifer canopy structural complexity across forest ages and elevations with LiDAR data. *Can. J. For. Res.* 40, 774–787.
- MACGAUGHEY, R.J.; 2014. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization, version 3.42. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington. 179 pp. Seattle.
- MAGRAMA, 2012. Los Incendios Forestales en España: Decenio 2001–2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- MARINO, E.; GUILLÉN-CLIMENT, M.; RANZ, P.; TOMÉ, J.L.; 2016. Fire severity mapping in Garajonay National Park: comparison between spectral indices. *FLAMMA* 7(2): 22-28.
- MONTEALEGRE, A.L.; LAMELAS, M.T.; TANASE, M.A.; DE LA RIVA, J.; 2014. Forest fire severity assessment using ALS data in a Mediterranean environment. *Remote Sens.* 6, 4240-4265.
- MONTERO, G.; PASALODOS-TATO, M.; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; ONRUBIA, R.; MADRIGAL, G.; 2013. Ecuaciones para la estimación de la biomasa en matorrales y arbustados mediterráneos. 6º Congreso Forestal Español, 10-14 junio, Vitoria.
- MOREIRA, F., VIEDMA, O., ARIANOUTSOU, M., CURT, T., KOUTSIAS, N., RIGOLOT, E., et al. (2011). Landscape–wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92, 2389–2402.
- MORSODORF, F.; KOTZ, B.; MEIER, E.; ITTEN, K.I.; ALLGOWER, B.; 2006. Estimation of LAI and fractional cover from small footprint airborne laser scanning data based on gap fraction. *Remote Sens. Environ.* 104 (1), 50–61.
- PAUSAS, J.G.; KEELEY, J.E.; 2009. A burning story: The role of fire in the history of life. *Bioscience* 59 (7):593-601.
- QGIS Development Team, 2014. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- SKOWRONSKI, N.; CLARK, K.; NELSON, R.; HOM, J.; PATTERSON, M.; 2007. Remotely sensed measurements of forest structure and fuel loads in the Pinelands of New Jersey. *Remote Sens. Environ.* 108, 123–129.
- VIEDMA, O.; TORRES, I.; PÉREZ, B.; MORENO, J.; 2012. Modelling plant species richness using reflectance and texture data derived from Quickbird in a recently burned area of Central Spain. *Remote Sens. Environ.* 119, 208-211.