

# 4.3

## **Estimación de cambios en la comunidad vegetal tras un incendio forestal**

Daniel Moya, Jorge de las Heras, Pablo Ferrandis y Francisco R. López-Serrano

Escuela Técnica Superior de Agrónomos. Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s/n. 02071, Albacete. [daniel.moya@uclm.es](mailto:daniel.moya@uclm.es)



## Estimación de cambios en la comunidad vegetal tras un incendio forestal

Daniel Moya, Jorge de las Heras, Pablo Ferrandis y Francisco R. López-Serrano

Escuela Técnica Superior de Agrónomos. Universidad de Castilla-La Mancha.

Campus Universitario s/n. 02071. Albacete. *daniel.moya@uclm.es*

### RESUMEN

Este capítulo describe y discute algunas consideraciones y metodologías sencillas pero esenciales para caracterizar el efecto de los incendios sobre la comunidad vegetal y explicar la variación en sus patrones de recuperación. Para conseguirlo, se realiza una descripción de diversas metodologías de fácil comprensión e implementación. Se ha incluido una valoración de la forma, tipo y tamaño de parcela óptimo para realizar inventarios por muestreos, dependiendo de los fines perseguidos. También se han descrito dos métodos de valoración de la severidad del incendio para poder relacionarlo tanto con la intensidad del fuego como con la respuesta del ecosistema. Dentro de los métodos de análisis y caracterización florística se describen diversas variables necesarias para la consecución de este acercamiento, así como el cálculo de ciertos índices de diversidad vegetal. Finalmente, se han incluido dos ejemplos donde se describe en primer lugar, un tipo mixto de parcela con área fija y transecto lineal y en segundo lugar, un estadillo de muestreo, siguiendo las metodologías aquí descritas.

### INFLUENCIA DE UN INCENDIO EN LA COMUNIDAD VEGETAL

El objetivo de este capítulo es proponer fórmulas para determinar y explicar la variación en los patrones de recuperación de las comunidades vegetales, intentando simplificar la metodología propuesta con objeto de facilitar su implementación con respecto al tiempo necesario, disponibilidad de equipamiento o necesidad de conocimientos previos a la hora de aplicarlas. Puede que algunas de las técnicas a utilizar, tal y como aquí vienen desarrolladas, sean insuficientes por su carácter de mera estimación, que bien puede ser cualitativa o cuantitativa, pero se pretende que sea una introducción a través de la cual se pueda profundizar en otras metodologías complementarias más exactas que requiriesen de un mayor esfuerzo (económico o temporal) o de preparación (en equipamiento o conocimientos). Por ello, este capítulo no sólo es un compendio de técnicas básicas de caracterización de vegetación sino que también pretende ser un compendio de referencias y bibliografía básica para que cualquier investigador pueda mejorar su conocimiento en este ámbito, debido a la estrecha relación existente entre el sistema suelo y la vegetación que soporta, con la cual y a partir de la cual ha evolucionado. Junto a esta relación básica existe otra, no menos importante, que sería el clima de la zona de estudio, el cual influye en ambos sistemas y también en la dinámica de incendios de la zona. Concretamente, son de gran importancia las condiciones meteorológicas que propician los incendios, influyendo en su comportamiento e intensidad, determinando la severidad del incendio y la respuesta del ecosistema, así como la climatología de los primeros años después del incendio.

Por tanto, se postula que la recuperación postincendio y supervivencia de las comunidades vegetales responderá, por un lado, al patrón de cambios en el suelo y, por otro lado, a la adecua-

ción de las exigencias mesoclimáticas de las diversas especies que componen la comunidad vegetal previa, las cuales vendrán dadas principalmente por el régimen de lluvias en el primer y segundo año postincendio. El grado de regeneración natural y el ratio de supervivencia dependerán de su grado de resiliencia, principalmente del tipo de adaptación al fuego y la resistencia a condiciones extremas (como sequías estivales, heladas u olas de calor) de la especie o comunidad.

El capítulo consta de tres partes diferenciadas: i) una primera parte se basa en la descripción de actuaciones necesarias para tener un conocimiento real, aunque sea de manera aproximada, de la zona de estudio. Así, se realizará un avance de la posibilidad de obtención de datos a partir de cartografía previa al incendio, imágenes remotas (sujetas a disponibilidad de ortofotografías o imágenes de satélite) y cartografía tras el incendio o información digital tomada en campo (mediante estudios del propio grupo de investigación u otros); ii) en la segunda parte se describe la metodología para la realización de muestreos de campo que pueden variar dependiendo de la información preliminar y las conclusiones obtenidas de la primera parte. Es decir, el planteamiento de muestreo de zonas cercanas no incendiadas (con comunidades similares a las de la zona incendiada) dependerá de los conocimientos previos que se tomen antes de abordar la tarea de caracterizar la comunidad y estimar la intensidad del incendio, su efecto en el ecosistema (al menos en su parte vegetal) y la respuesta del mismo en el corto plazo; y, iii) en la última parte se muestran y discuten algunos ejemplos y casos de estudio reales.

## RESILIENCIA DEL ECOSISTEMA

La intensidad y comportamiento del fuego van a influir en la severidad del incendio forestal, que vendrá determinada por las propiedades de la vegetación existente en la zona quemada (como su estructura, cantidad, continuidad, inflamabilidad, combustibilidad o poder calorífico), por las condiciones meteorológicas que se dan los días antes, durante y después del incendio (principalmente influyen los valores de viento, humedad, temperatura y periodo de sequía) y también por la forma del terreno (pendiente, aspecto y elevación). Dependiendo de la severidad alcanzada, los efectos sobre el ecosistema pueden variar según el factor a tener en cuenta. Así, los factores abióticos y bióticos, principalmente la comunidad vegetal existente tanto sobre la superficie del suelo como la existente en los primeros centímetros de profundidad, serán los más afectados directamente por las altas temperaturas que provocan su ignición y/o calentamiento, sin existir la posibilidad de escape (como la comunidad faunística) o dilución de contaminantes (volátiles o solubles procedentes de la combustión) con la consiguiente disminución de su efecto (como en el agua o la atmósfera). La respuesta de estos dos sistemas (suelo y vegetación) está muy ligada entre sí, ya que la variación de las propiedades del suelo y su recuperación dependerán en gran medida de la vegetación existente y del grado de recuperación de ésta, mientras que una pérdida de suelo o una alteración importante en sus características podría hacer variar, e incluso impedir, la regeneración y recuperación de la comunidad preexistente, afectando por tanto a la resiliencia del ecosistema.

El término resiliencia se usa para valorar la capacidad que tiene una especie, comunidad o ecosistema, para recuperarse de una perturbación, sin alterar significativamente sus caracterís-

ticas de estructura, funcionalidad y productividad, es decir, la plasticidad para regresar a su estado original una vez que la perturbación ha terminado y se han restablecido las condiciones previas a la perturbación (Keeley, 1986). Para caracterizarla se pueden usar cuatro de sus componentes principales que son: elasticidad (grado de recuperación después de la perturbación), amplitud (umbral de perturbación tras el cual no existe recuperación posible), maleabilidad (diferencia entre el nuevo estado y el original) y amortiguación (duración y extensión de la oscilación de un parámetro del ecosistema después de la perturbación; Westman y O'Leary, 1986). De hecho la resiliencia de una comunidad está ligada a los rasgos funcionales de las especies existentes y de la historia y dinámica de incendios existentes en la zona (Duguy y Vallejo, 2008). En las últimas décadas se viene produciendo un cambio en el régimen de incendios debido al cambio global, aumentando principalmente su número, severidad y superficie, al tiempo que se produce una disminución en la productividad de los ecosistemas forestales debido a un aumento de la aridez y una disminución del tiempo de retorno de periodos de sequías importantes lo que puede llevar a una disminución de la resiliencia de los ecosistemas a los incendios, incluso los adaptados a zonas con propensión a soportar incendios, como en la cuenca mediterránea (Bates et al., 2008).

## PROTOCOLOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LA SEVERIDAD DEL FUEGO: ACTUACIÓN EN LOS PRIMEROS DÍAS TRAS EL INCENDIO

### Parámetros de caracterización del incendio y sus efectos

Según Keeley (2009), debe diferenciarse entre intensidad del fuego (*fire intensity*), severidad del fuego (*fire severity*), severidad del incendio (*burn severity*) y la respuesta del ecosistema (*ecosystem response*) como variables diferentes para caracterizar los incendios forestales

La *intensidad del fuego* hace referencia al proceso de combustión física y se mediría como la energía emitida por la materia orgánica al arder (incluyendo energía radiante, tiempo de residencia o temperatura). El término *severidad del fuego* se ha definido como el consumo de materia orgánica, tanto sobre como bajo la superficie del suelo, debido a la acción del fuego. Es el parámetro clásico para caracterizar la pérdida de biomasa por oxidación. La *severidad del incendio* se ha definido de la misma manera que la anterior aunque pueden distinguirse dos índices: por un lado "vegetación quemada" para caracterizar el consumo de la materia orgánica aérea y por otro lado "suelo quemado" para definir la parte orgánica que ha ardió en suelo. Los términos *severidad del fuego* y *del incendio* pueden tener el mismo significado, aunque se ha venido usando el segundo para referirse a la conversión en cenizas de la materia orgánica. La principal diferencia entre ambos es la metodología para su medición o caracterización. Ésta viene dada por la pérdida de material vegetal vivo sobre suelo para caracterizar *severidad del fuego*, por medición en campo o por obtención de la variación del NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) a partir de imágenes remotas. La *severidad del incendio* se ha venido calculando a través de la variación de la materia orgánica en suelo, el estudio de las cenizas tras el incendio o a partir del estudio de las propiedades del suelo mediante sensores remotos para el cálculo del índice dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*), siendo muy usado por el grupo estadounidense de emergencias en rehabilitación de zonas quemadas (BAER) por lo que se conoce también como *seve-*

ridad de incendio en suelos, *soil burn severity* (Parsons, 2003). La *respuesta del ecosistema* hace referencia a la alteración de procesos funcionales del ecosistema en su conjunto debido al efecto del incendio, incluyendo regeneración, recolonización y procesos hidrológicos.

Estos parámetros están muy relacionados entre sí, pero a la hora de caracterizarlos o cuantificarlos, es importante no incluir variables de uno en otro. Ha sido frecuente la inclusión de la respuesta del ecosistema (erosión, escorrentía, rebrote, regeneración o colonización, por ejemplo) en las valoraciones de severidad de fuego, lo cual falsea los parámetros o modelos creados para su posterior caracterización y predicción. Para conseguir una valoración fiable que pueda ser usada, relacionada y comparada a posteriori, se hace necesario tomar, al menos, aproximaciones descriptivas o basadas en procesos que puedan incluirse en esos modelos para predecir respuestas del ecosistema en función de la intensidad y severidad del fuego.

### Actuación tras el incendio. Fases a seguir

El primer paso después de un incendio para realizar un estudio de su efecto, sería realizar en una primera fase la recopilación de la información disponible de la zona incendiada para conocer la superficie afectada y el grado de afección al ecosistema. La manera más rápida de conocer la superficie afectada sería la de obtener el perímetro mediante la visita a la zona afectada y siguiendo el contorno exterior, grabar los datos en un GPS para su posterior volcado en formato digital. Aunque se podría tomar la decisión de llevar a cabo este procedimiento en algunos casos puntuales, la mejor opción (maximizando una mejora de medios para la toma de datos y minimizando esfuerzos) es la de acudir al personal de la administración pública con competencias en esta materia y realizar una petición de información digital, la cual suele estar disponible aproximadamente una semana tras el incendio. Esta información puede venir acompañada de otra información adicional, tal como tipo de fuego (superficial o de copa), especies principales en la zona y edad de la masa, condiciones meteorológicas durante el incendio y una breve descripción del terreno (incluidas en el parte del incendio) las cuales podrían ayudar a tener una idea de la intensidad y severidad del incendio. Con la información digital del perímetro de incendio y la ayuda de herramientas GIS (sistemas de información geográfica), es posible realizar cruces de información con otros trabajos publicados tales como Inventario Forestal Nacional, Modelo Digital del Terreno, Mapa de usos de Suelo (*Corine Land Cover*) pudiendo incluso crear mapas de susceptibilidad del suelo y de vulnerabilidad de la vegetación, consiguiendo un mapa de caracterización de zonas vulnerables que deben ser visitadas para su evaluación *in situ* (Gimeno et al., 2009).

Tras este primer paso de documentación de la información previa, el cual puede ser llevado a cabo satisfactoriamente en distinta medida dependiendo de la disponibilidad de los materiales, finalidad del estudio y tiempo disponible, se hace necesaria la visita, prospección y toma de datos de campo. Al menos, la información recogida en esta segunda fase debería incluir: i) descripción del terreno (fisiografía, litología, forma u orientación); ii) descripción de la vegetación en zonas cercanas al incendio de diversas maneras, tales como inventarios o caracterizaciones florísticas, descripción de especies dominantes, cobertura, estrategia reproductiva, tipos biológicos, espectro biológico, etc.; y, iii) estimación del grado de afección de la vegetación y horizontes orgánicos.

Las descripciones del terreno y de la vegetación existente (no quemada) serían útiles para validar la información obtenida *ex situ* o crear la base de datos de caracterización de la zona incendiada si ese trabajo previo no hubiese sido realizado. Para el último punto de estimación de la afección del incendio, dos estimadores que han sido ampliamente utilizados en diversos trabajos para obtener un acercamiento a la severidad del incendio son la medición del *tamaño mínimo de la biomasa quemada* (Moreno y Oechel, 1989; Henig-Server et al., 2001) y el *color predominante de cenizas cubriendo el suelo* (Neary et al., 2005; Moya et al., 2009b) cuyas metodologías y aplicación son descritas en el punto siguiente. Esta información de la severidad del incendio es muy útil para relacionar directamente con la intensidad del fuego pero no siempre determina, aunque esté relacionado, la respuesta del ecosistema. Por tanto se hace necesario conocer la respuesta de la vegetación, al menos, con aproximaciones descriptivas.

## PROTOCOLOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LA RESPUESTA DEL ECOSISTEMA: PLANIFICACIÓN, OBJETIVOS Y MÉTODOS

Para realizar una clara distinción entre la severidad del incendio y la respuesta del ecosistema, se debe tener un conocimiento previo de la comunidad existente antes del incendio. A menos que existiesen estudios poblacionales o de seguimiento en la zona quemada, es difícil conocer a ciencia cierta la vegetación existente antes del incendio, sobre todo si la severidad ha sido alta y no quedan vestigios de la comunidad precedente. Por ello puede realizarse una aproximación visitando zonas no quemadas adyacentes al incendio, donde las características básicas geomorfológicas, climáticas o ambientales (bien sean de tipo natural o antrópico) no induzcan a pensar que exista un cambio drástico en la comunidad vegetal que compone el paisaje. Para caracterizar la comunidad vegetal previa al incendio, se debería realizar un inventario forestal y un estudio de composición florística, diferenciando entre la procedencia de la comunidad, distinguiendo entre procedencia natural (de especies autóctonas) o de introducción artificial (con especies autóctonas o alóctonas).

En este capítulo se introducen metodologías para valorar dos parámetros de efecto de los incendios que son muy dispares pero que están muy relacionados. Por un lado se introduce la valoración de la severidad del incendio y por otro, la respuesta de la comunidad vegetal. Se ha evitado incluir índices o estimadores que contengan información sobre severidad y respuesta del ecosistema conjuntamente para evitar interacciones de la información. Así, se debe realizar separadamente, una caracterización de la severidad mediante la valoración de la biomasa quemada y una estimación de la afección del incendio a la vegetación y su posterior recuperación. Para ello es importante conocer las capacidades de adaptación al fuego de las diversas especies existentes en la zona y poder realizar un inventario de los individuos vivos tras el incendio que pueden resistir o tolerar altas temperaturas debido al desarrollo de diversos mecanismos adaptativos tales como la acumulación de agua en la superficie, aislamiento resistente al fuego de capas exteriores o corteza gruesa. Un claro ejemplo en el área mediterránea sería el alcornoque (*Quercus suber* L.) que resiste altas temperaturas sin morir. Por tanto, sería un error incluir especies rebrotadoras como no quemadas durante el incendio, ya que pueden encontrarse nuevos rebrotes unos días después del incendio sin necesidad de lluvia ya que el éxito del rebrote no depende únicamente

de la severidad del incendio sino que está relacionada con otras características que pueden ser intrínsecas a la especie o a la edad de un individuo.

Siguiendo con los mecanismos de recuperación, se debería realizar un censo de las especies existentes en el tiempo para conocer el peso de las especies rebrotadoras y germinadoras en la comunidad existente tras el incendio, lo que implicaría un estudio de tipo mecanicista para estudiar la resiliencia a los incendios de la comunidad. Sería conveniente realizar dos tipos de estudios para realizar una aproximación, uno de ellos sería de tipo diacrónico o estudio longitudinal donde se establecen parcelas que se estudian desde el momento posterior al incendio hasta abarcar un periodo de tiempo lo suficientemente grande como para considerarlo a largo plazo; ésto generalmente conlleva gastos de mantenimiento e inversión en personal y/o infraestructura para la investigación. El segundo tipo de estudio es de tipo sincrónico o cronosecuencia, que conllevaría una única medición pero que abarcaría un amplio rango de poblaciones. Existe una fórmula intermedia que implica estudios sincrónicos repetidos en el tiempo, que sería realizar series en el corto plazo, abarcando un periodo tal que permita apreciar la recuperación del ecosistema y su evolución (Bravo et al., 2008), que en la mayoría de los casos debería ser de al menos dos o tres años.

Para el caso de las germinadoras, podría ser interesante conocer el potencial existente en la zona, contenido en el banco de semillas en suelo, que por diversas causas no han llegado a germinar pero que está latente y tiene una dinámica propia que puede verse influida, positiva o negativamente, por la dinámica de incendios de la zona de estudio.

## Descripción de métodos y técnicas

### *Fase 1. Tratamiento previo y toma de decisiones*

#### *Elección de la zona de estudio y su control*

La primera consideración que se debe tener en cuenta ha de estar relacionada con los objetivos e hipótesis planteadas en el estudio a realizar. La selección de los factores principales que intervienen o se cree que afectan a las variables estudiadas, que pueden variar dependiendo del estudio, debe ser el primer paso para realizar una correcta elección de la zona de estudio y de la representatividad del muestreo que se pretende realizar.

Dependiendo de la superficie quemada, de la heterogeneidad del terreno y de las comunidades vegetales preexistentes, se debe buscar un número de parcelas que sea representativo de la zona de estudio y de los factores que deseamos tener en cuenta (como exposición, pendiente, tipos de actuaciones de emergencia o tratamientos protectores). Siempre ha de incluirse un mínimo de parcelas, al menos tres, en zonas no incendiadas cercanas a la zona de estudio. Dependiendo de los factores a tener en cuenta, se deberían incluir también parcelas control dentro de la zona incendiada donde el factor o tratamiento estudiado no tenga influencia. Se debe tener claro si el objetivo fundamental es estudiar el efecto de alguno de los factores mencionados en la severidad del incendio y en la respuesta del ecosistema, o bien, lo primordial es caracterizar la población incendiada, relacionando severidad de incendio y respuesta del ecosistema. En función del objetivo el diseño de inventario cambiará, fundamentalmente en el tamaño muestral. Para el primer caso (efecto de un factor) se deberían repli-



car muestras o parcelas en todas las zonas donde hubiese variaciones en los valores a tener en cuenta del factor de influencia (para exposición: umbría-solana o puntos cardinales; para pendiente: grados o porcentaje de inclinación; tratamiento: tipos o intensidad de tratamiento, etc.) y para el segundo se tomarían muestras o replantarían parcelas en zonas similares donde no hubiese influencia que pudiese desvirtuar los resultados (zona llana para evitar efecto de exposición y pendiente o sin tratamientos previos, por ejemplo).

### *Tipo de muestreo*

Para la caracterización de la vegetación, es importante tener en cuenta el tipo de parcela a usar, que dependiendo del muestreo pueden ser: i) muestreo lineal con probabilidad de selección variable (muestreo por transectos): el observador realiza un reconocimiento estandarizado a lo largo de una línea o serie de puntos, buscando los objetos de interés (plántulas en este caso). Se suele anotar la cantidad de puntos en que esta presenta o la longitud total de presencia. Los más usados son los transectos lineales; ii) muestreo aleatorio o sistemático con parcelas de tamaño fijo: es el más habitual, las parcelas se eligen al azar o sistemáticamente y, dentro de cada parcela, se realiza un conteo total de los objetos buscados; y, iii) muestreo mixto: realizar la caracterización del sitio mediante parcelas de área fija dentro de las cuales se pueden realizar muestreos longitudinales de algunas variables o al contrario, disponer parcelas de muestreo sobre un transecto lineal.

Cada uno tiene sus pros y contras, como puede ser la parcialidad que incluyen los transectos lineales (Schreuder et al., 1993) o el gran esfuerzo necesario y el alto error que incluyen los muestreos de parcela con área fija si el tamaño no es el adecuado (Corona et al., 1998). Un muestreo de tipo mixto puede ser el más eficaz para combinar ambos, poniendo parcelas de tamaño fijo, representativas para seguimiento de especies arbóreas, donde se replantean transectos lineales fijos para el seguimiento de otras especies. De nuevo la decisión óptima dependerá de los objetivos del estudio y de los factores a tener en cuenta. Además, si es necesario realizar un seguimiento temporal (a lo largo de diferentes años), lo ideal sería mantener permanentes algunas parcelas y/o transectos (aproximadamente un 50% del total) y elegir una nueva muestra independiente de la anterior (muestreo con reemplazamiento parcial; de Vries, 2003). De esta manera se minimizarían errores de muestreo, tanto sistemáticos como aleatorios.

### *Forma y tamaño de las parcelas de seguimiento*

La forma de la parcela (en parcela de área fija) es muy importante debido a los errores de inclusión/exclusión por efecto del borde. Las formas más utilizadas de parcela son, según mayor a menor ratio área/longitud de borde (Newton 2007):

Rectangular > Cuadrada > Circular

Aunque no se ha demostrado que la forma de la parcela tenga un efecto neto generalizado sobre la variabilidad incluida, desde un punto de vista puramente estadístico se ha demostrado que múltiples parcelas rectangulares (alargadas) dispuestas en grupos dan mejores resultados que compactas (círculos o cuadrados), siendo mayor la correlación mostrada por mues-

treos en parcela múltiple con distribución espacial agrupada que una única parcela (con el mismo área) (Kleinn y Bhandari, 2004). También el tamaño debe adecuarse a aquello que se busca recoger en el muestreo y al esfuerzo a aplicar, debiendo tener en cuenta que un alto número de pequeñas parcelas serán adecuadas para zonas con alta homogeneidad. Sin embargo, en zonas de alta heterogeneidad sería más adecuado un valor de superficie elevado aunque ello permita tomar menor número de muestras o parcelas (si los recursos para la toma de datos fuesen reducidos). Otra posibilidad sería realizar un tamaño de parcela mixto, replanteando parcelas grandes para la medición de las variables que lo requieran pero representadas por submuestras o subparcelas para otras variables. El tamaño debe estar siempre corregido por factores de la zona a estudiar, tales como la estructura y forma de la masa, visibilidad, pendiente (Kleinn y Bhandari, 2004).

#### *Variables a medir para consecución de objetivos*

Una vez decidida la forma y tamaño de la parcela, el siguiente paso es definir las variables a muestrear en las parcelas replanteadas. Así para seguimiento de regeneración natural en los primeros años después del incendio de un pinar mediterráneo de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) como especie arbórea principal, siguiendo el método de parcela de área fija, Pausas et al. (2004) muestreaban parcelas circulares de 10 m de radio para seguimiento de la regeneración, mientras que en otro estudio para relacionar la respuesta del ecosistema y la severidad del incendio (Pausas et al., 2003) muestreaban en 20 cuadrados de 50 × 50 cm por cada sitio. Para zonas similares de pino carrasco también se han realizado parcelas circulares de 10 m de radio (Verkaik et al., 2006). Estudios en otras zonas o especies han variado el número y tamaño de parcela circular desde 10 parcelas de 50 m<sup>2</sup> (radio de 3,99 m) (Li et al., 2009).

En parcelas de forma cuadrada-rectangular, se ha optimizado por Corona et al. (1998) una forma rectangular de tamaño 2 × 8 m (16 m<sup>2</sup>), aunque si se quiere realizar un seguimiento de más de tres años y existen especies arbóreas en la comunidad vegetal a estudiar el tamaño de parcela debería ser mayor. Para este último caso, González-Ochoa et al. (2004) definieron parcelas de 10 × 15 m realizando muestreos de toda la población arbórea que estaba dentro de la parcela, incluso de 20 × 20 m en López-Serrano et al. (2010). Como ejemplo de mezcla de muestreo longitudinal con área fija, Madrigal et al. (2005) crearon transectos de longitud variable según criterios fisiográficos, geológicos y de intensidad del incendio, mientras que la superficie de las parcelas se fijó en 3 × 3 m para los incendios recientes, alta regeneración y seguimiento durante varios años, siendo de 7 × 7 m para otros criterios. Como ejemplo de muestreo con submuestreos, con parcelas y subparcelas de área fija lo encontramos en el estudio llevado a cabo por Keeley et al. (2005), donde se muestreaban 10 parcelas anexadas en dos filas y 5 columnas, quedando una parcela por sitio de 20 × 50 m (0,1 ha), pero al no existir una vegetación homogénea a esa escala y para captar los patrones de la vegetación realizaron un diseño de dos subparcelas de 1 × 1 m (1 m<sup>2</sup>) con una disposición fija dentro de cada parcela en las que solamente se tomaba la densidad y cobertura por especie. La longitud de los transectos lineales también depende de los factores ambientales y geomorfológicos aunque suelen estar incluidos en parcelas de área fija, realizándose varias replicas de 10

m con 5 m entre ellos para medición lineal (Moya et al. 2009a) hasta 50 m con 2 m de separación para medición puntual por pasos (Gallegos et al., 2003).

Dependiendo de los factores considerados para la creación de las parcelas control, se debe dejar una distancia mínima, que varía dependiendo de las características del factor, para evitar el efecto borde (entre parcelas) creando así una zona de efecto tampón. Como norma general, no se deben poner parcelas a menos de 100 m de la línea de perímetro del incendio o donde éste haya tenido comportamientos anormales (como, por ejemplo, el punto de ignición, los cortafuegos o los contrafuegos), tratamientos silvícolas u otros efectos para evitar la variación de la severidad del incendio en el borde, el efecto colonizador de algunas especies vegetales (depende del área de dispersión de las especies en cuestión) que puedan influir en los censos o análisis florísticos o aumento de la disponibilidad de luz y nutrientes en bordes de camino o de zonas clareadas, a menos que alguna de estas sean las variables a estudiar y sea deliberado el emplazamiento de parcelas en los ecotonos o zonas intermedias.

## *Fase 2. Aplicación de metodologías*

### *Porcentaje de individuos vivos*

Generalmente se realiza una estimación visual de los individuos (normalmente árboles) existentes dentro de la parcela y a los cuales se les aplican (o no) otras mediciones. El momento y modo de reconocer signos de vida puede variar entre plantas rebrotadoras o germinadoras obligadas. Se han utilizado estimaciones que identifican al árbol vivo con un 20% o más de las hojas verdes en copa (Pausas et al., 2002; Pausas et al., 2003) o simplemente con hojas verdes en copa para germinadores. Para rebrotadoras se observa tanto la existencia de zonas vivas en copa como que mantenga la capacidad de rebrotar (Rodrigo et al., 2004).

Esta estimación podría servir como indicador de la severidad del incendio (reforzado por otros indicadores), aunque si procediese llevar a cabo el seguimiento de las parcelas al menos durante los dos primeros años, podría usarse como indicador de la respuesta del ecosistema. Para ello se aconseja marcar el individuo con una clave que lo caracterice, de tal manera que pueda ser reconocido en muestreos posteriores en el tiempo. Para individuos jóvenes o plántulas se recomienda el marcado con banderas de plástico donde escribir su clave o bandas de plástico (crotales) atadas a un extremo de la plántula con alambre o material similar. En el caso de ser árboles adultos, la manera más sencilla y rápida sería el uso de pintura sobre la corteza (Kleinn y Bhandari, 2004).

### *Tamaño medio mínimo de la biomasa quemada*

Siguiendo la metodología descrita por Moreno y Oechel (1989), modificada por Henig-Server et al. (2001), se puede obtener de manera sencilla y rápida una estimación o caracterización de la severidad (relacionada con la intensidad) del incendio en la zona. En la zona mediterránea, debido a la alta variabilidad del paisaje y la variación de las características que influyen en la severidad (principalmente combustible almacenado y apariencia del terreno), los resultados pueden ser dispares dependiendo de la zona elegida. Tener en cuenta la variabilidad existente dentro de la superficie quemada al extrapolar los resultados obtenidos.

Tabla 1. Caracterización de la severidad del incendio según el consumo de biomasa vegetal. DMMQ: Diámetro mínimo de madera quemada. Adaptado de Neary et al. (2005).

Severidad del incendio	Tipo de vegetación		
	Árboles	Matorrales	Matas y herbáceas
No incendio	Diámetros de todos los rangos. Pueden existir daños por convección o radiación de calor		
Baja	DMMQ>0,5 cm. Ramas y madera en suelo quemada pero no carbonizada	DMMQ>0,5 cm. <60% matorral consumido	50-90% de material consumido o carbonizado
Media	2,5 cm<DMMQ<7,5 cm. >90% ramas consumido. Ramas en suelo <2,5 cm consumido	DMMQ>1 cm. Consumido casi en su totalidad	Consumidas hasta el suelo
Alta	Ramas consumidas, sólo permanecen tocones quemados	Consumidas totalmente	Todo consumido a cenizas

El método se basa simplemente en la medición con calibre o pie de rey (a ser posible digital) de los diámetros mínimos de madera quemada en los pies que permanecen en pie en la zona incendiada (Figura 1), realizándose varias medidas en las ramas accesibles y promediando por pie. Los valores obtenidos pueden ser comparados con los que obtuvieron Neary et al. (2005) (Tabla 1).



Figura 1. Medición con calibre del diámetro de las ramas quemadas más finas que no han sido consumidas por el fuego.

### Color de cenizas

El acercamiento a la caracterización de la severidad del incendio mediante éste método depende de las características del incendio en una zona (forma del terreno, vegetación y climatología durante el incendio) y del tamaño de parcela (Turner et al., 1999), por lo que su uso a nivel de masa o paisaje debería ser apoyado por ortofotografía o imagen remota.

Para llevar a cabo la caracterización de la zona de estudio, se han realizado valoraciones por observación del color predominante de las cenizas depositadas sobre el suelo inmediatamente después del incendio para evitar pérdidas por arrastre o lavado. Esta valoración *in situ* podría realizarse sobre una zona de alta visibilidad que permita observar una gran superficie y poder describir la predominancia de colores negros o blanco-grisáceos. Si la zona es homogénea se podrían llevar a cabo mediciones sobre transectos lineales realizando conteos directamente o a través de

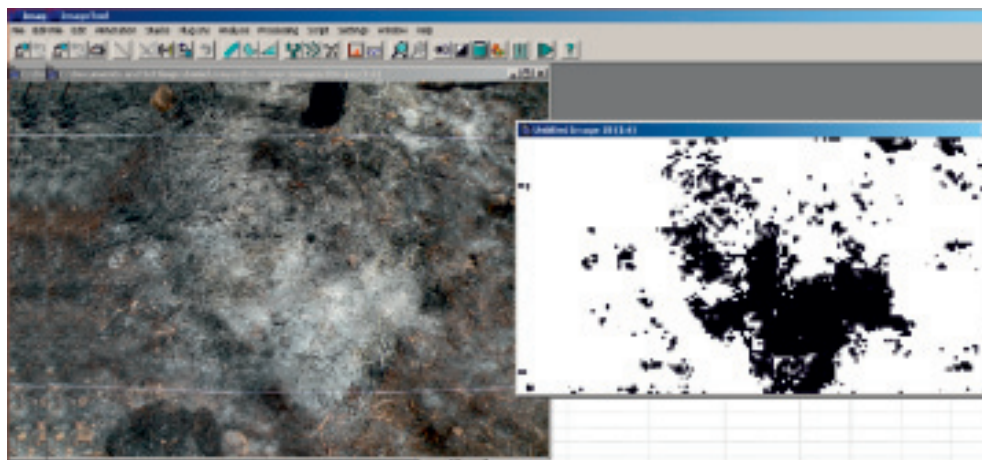


Figura 2. Detalle de imagen obtenida en un transecto lineal para cuantificar en un tramo, mediante software de tratamiento de imágenes, porcentaje de cenizas blancas y negras.

Tabla 2. Caracterización de la severidad del incendio según el color predominante de cenizas sobre el suelo. Adaptado de Neary et al. (2005) y Henig-Server et al. (2001).

Severidad del incendio	Tipo de vegetación		
	Árboles	Matorrales	Matas y herbáceas
No incendio	Sin cenizas		
Baja	Cenizas grises que pasan a negras		Cenizas negras que pasan a poco visibles
Media	Gris-blancas que persisten hasta lluvias	Gris-blancas que desaparecen pronto	
Alta	Blancas fusionadas a suelo (incluso rojas o amarillas según material original)	Blancas	Blancas

imagen (tomando la foto desde un sitio elevado con pértiga o similar) con procesamiento posterior para obtención de los porcentajes de cenizas blancas y negras (Figura 2). Indiferentemente de la aproximación a la valoración del porcentaje de cenizas negras y blancas, se puede utilizar la estimación de severidad usada por Neary et al. (2005) y Henig-Server et al. (2001) (Tabla 2).

### *Protección de suelo*

La reducción de erosión y pérdidas de suelo debido a la protección física que aportan las cenizas (temporal ya que se lavan o filtran) y la cobertura de restos vegetales, tales como acículas o madera muerta (Cerdeira y Doerr, 2008) pueden ser claves en la respuesta del ecosistema. Debido a este hecho podría ser interesante incluir un indicador del grado de protección del suelo por material vegetal muerto desde el primer momento después del incendio, sin tener en cuenta la

recuperación de la cobertura vegetal, la cual necesita cierto tiempo (aunque pueden ser días en el caso de rebrotadoras).

Un método rápido y eficaz para caracterizar la protección del suelo sería realizar una cuantificación de cobertura de madera muerta y suelo desnudo (en porcentaje relativo), mediante inventarios por muestreo utilizando parcelas de superficie fija dispuestas sistemáticamente o al azar o bien mediante transectos lineales persistentes en el tiempo para realizar un seguimiento de la respuesta del ecosistema. Este diseño de muestreo podría utilizarse posteriormente para caracterizar la recuperación natural de la vegetación y la diversidad vegetal existente en la zona. Un estudio más detallado podría incluir tipos de madera por su forma, tales como acumulación de madera, ramillos (diámetro < 5 cm), ramas (diámetro > 5 cm), troncos y tocones. Es importante incluir en estas valoraciones no sólo la madera dispuesta sobre el suelo, sino la cobertura de las ramas aéreas de los individuos muertos en pie.

### *Recuperación natural de la vegetación y diversidad vegetal sobre suelo*

Dentro de este apartado se pueden incluir diversos índices que nos acercan al conocimiento de los conceptos propuestos, no sólo relativo a las especies encontradas sino a las formas de vida que éstas presentan ya que son representativas de ciertos tipos de comunidad vegetal y pueden estar relacionadas con su madurez, factores de estrés o perturbaciones. Para ello, debería conocerse la historia y dinámica de los incendios (al menos someramente) y la vegetación ya que el modelo de recuperación tras el incendio puede variar dependiendo del tipo de comunidad, la adaptación al fuego de las especies que la componen, la presión antrópica y la severidad del incendio (Pausas et al., 2008).

Para realizar un análisis florístico de la zona, debemos caracterizar, al menos las variables: i) presencia: existencia de la especie y reconocimiento de la misma; ii) frecuencia: número total de unidades de una especie presente en la zona muestreada; iii) densidad: relación del número de individuos y la superficie ocupada; y, iv) cobertura: porcentaje de suelo ocupado por la proyección ortogonal de las partes aéreas de las especies vegetales.

Para caracterizar la abundancia y presencia de la vegetación en la zona de estudio se pueden llevar a cabo mediante mediciones cuantitativas o por estimaciones visuales. La medición puede ser puntual, contabilizando ausencia/presencia (0/1), de las especies existentes en la zona de estudio. Para realizar este tipo de medición se suelen usar mallas de luz grande, midiendo en los puntos de unión o mediciones puntuales cada cierta distancia en transectos lineales. La medición lineal o continua se suele realizar midiendo la longitud de tangencia a una cuerda o cinta en transecto lineal (Figura 3). Obviamente los valores con medición directa serán más precisos pero también más costosos y si el esfuerzo o los recursos son limitados podría significar sacrificar cierto número de muestras o parcelas, lo que podría hacer disminuir la representatividad de la población, especialmente en zonas heterogéneas. Si finalmente se realizan estimaciones, éstas deberían realizarse siempre por el mismo experto para evitar variaciones inherentes al propio operativo. En este caso, para obtener valores estandarizados y comparables a otros estudios, el método más seguido es el uso de la escala semicuantitativa de cobertura-abundancia de Braun-Blanquet (1964), la cual puede ser fácilmente usada como escala numérica con la conversión a números



Figura 3. Transectos lineales permanentes para seguimiento de la recuperación natural y regeneración postincendio en parcelas cuadradas de 10 x 10 m (separación de 3 m) replanteadas en un pinar ocho días después de que se quemasen.

ordinales (Tabla 3), bien directamente (Van de Maarel, 1979) o por el intervalo de representación óptimo (Van de Maarel, 2007).

Los muestreos deben hacerse poco después del incendio. Para muestreos puntuales o de corta duración, suelen utilizarse mallas cuadradas de pequeña superficie (2 x 2 m ó 5 x 5 m), siendo eficaz cuando la zona es muy homogénea y la altura de la vegetación es baja (<50 cm) dentro de las parcelas definidas. Si existe previsión de realizar un muestreo en el tiempo, al menos 2 ó 3 años, las parcelas deben ser fijas para realizar mediciones en el mismo y ver la evolución temporal, bien sean parcelas de área fija o transectos lineales.

Los indicadores más utilizados para realizar la caracterización florística de una zona son la frecuencia total, frecuencia relativa de una especie [1], cobertura total de vegetación [2] y de suelo desnudo, abundancia relativa (por especie y forma de vida) [3], riqueza de especies (S, total o

Tabla 3. Comparaciones de los valores de la escala semicuantitativa de cobertura-abundancia de Braun-Blanquet, rangos de cobertura y aproximaciones realizadas por Van de Maarel (1979, 2007).

Escala combinada de Braun-Blanquet	Rango de cobertura (%)	Promedio (%)	Aproximación cuantitativa	Aproximación valor ordinal (con incremento brusco)
r	<1, escaso	0,02	1	0,6
+	<1, abundante	0,1	2	1,2
1	1-5	2,5	3	2,5
2	5-25	15,0	5	10
3	25-50	37,5	7	40
4	50-75	62,5	8	80
5	75-100	87,5	9	160

relativo a tamaño de muestreo) [4] y distribución de la importancia relativa, medida por la dominancia relativa como el índice de Simpson (C) [5] y la importancia relativa como el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H) [6].

$$F_i = \frac{n_i}{\sum n_i} \quad [1]$$

$$Cob_i = \frac{\sum c_i}{T} * 100 \quad ; \quad Cob_T = \frac{\sum Cob_i}{T} * 100 \quad [2]$$

$$P_i = \frac{c_i}{\sum c_i} \quad [3]$$

$$S_T = N \quad ; \quad S_{SUP} = \frac{N}{Area} \quad [4]$$

$$C = \sum (P_i)^2 \quad \circ \quad C = \sum (F_i)^2 \quad [5]$$

$$H' = -\sum P_i(\log(P_i)) \quad \circ \quad H' = -\sum F_i(\log(F_i)) \quad [6]$$

donde:  $F_i$  = frecuencia relativa de la especie  $i$ ;  $n_i$  = número conteos para una especie  $i$ ;  $Cob_i$  = cobertura total de la especie  $i$  (%);  $Cob_T$  = cobertura total de vegetación (%);  $c_i$  = longitud o superficie de la especie  $i$ ;  $T$  = valor de longitud o superficie total muestreada;  $P_i$  = abundancia relativa de la especie  $i$ ;  $S_T$  = riqueza de especies;  $S_{SUP}$  = riqueza de especies por superficie;  $N$  = número total de especies.

Mientras que  $C$  está muy afectado por la importancia de la primera o dos primeras especies,  $H'$  da más peso a las especies intermedias, indicando valores cercanos a cero que las especies son las mismas en todas las muestras y cercano a 5 que las especies están distribuidas por igual en todas las muestras. Es importante resaltar algunas interpretaciones de los valores como que la cobertura total de la vegetación puede ser mayor de 100% debido a los solapamientos.

Para las formas de vida debería tenerse en cuenta, al menos, los cinco grandes grupos dependiendo de la posición relativa de las yemas o brotes respecto al suelo que definió Raunkiaer (1934): fanerófitos (>25 cm sobre el suelo), caméfitos (desde suelo hasta 25 cm), hemicriptófitos (cerca o sobre el suelo), geófitos (bajo suelo) y terófitos (anuales que sobreviven como semilla). Para la caracterización de especies debe definirse también una nomenclatura, siendo la más extendida la de Tutin et al. (1980). También podría realizarse el muestreo separadamente para valores de rebrotadoras y germinadoras, teniendo en cuenta diferencias dependiendo de su adaptación al fuego (Pausas et al. 1999).

### ***Banco de semillas en suelo***

El procedimiento más sencillo y preciso para determinar el banco de semillas de una población consiste en el muestreo de suelo justo después del incendio, previamente a las primeras lluvias.



De esta forma, podremos conocer la potencialidad del banco de semillas y la podremos comparar con los resultados de especies germinadoras obtenidos en campo.

El muestreo estratificado de suelo aporta información sobre la persistencia y edad del banco. Por regla general, las semillas carecen de mecanismos activos de enterramiento, por lo que tardan bastante tiempo en alcanzar estratos profundos. Por tanto los bancos de semillas transitorios se concentran cerca de la superficie del suelo, mientras que a mayor persistencia, a mayor profundidad encontraremos las semillas. El esquema metodológico más eficaz, usado en numerosos estudios, se basa en la extracción y análisis por separado de dos estratos de suelo en el mismo punto (Figura 4): a) superficial: desde la superficie hasta 4-5 cm de profundidad y b) profundo: desde 4-5 cm hasta 8-10 cm). Dependiendo de la profundidad a que nos encontremos semillas podemos asumir que la comunidad vegetal estudiada tiene banco de semillas transitorio (solo en estrato superficial), persistentes de corta duración (predominantes en estrato superficial pero existentes en profundo) o persistente de larga duración (repartido entre ambos) (Thompson et al. 1997).

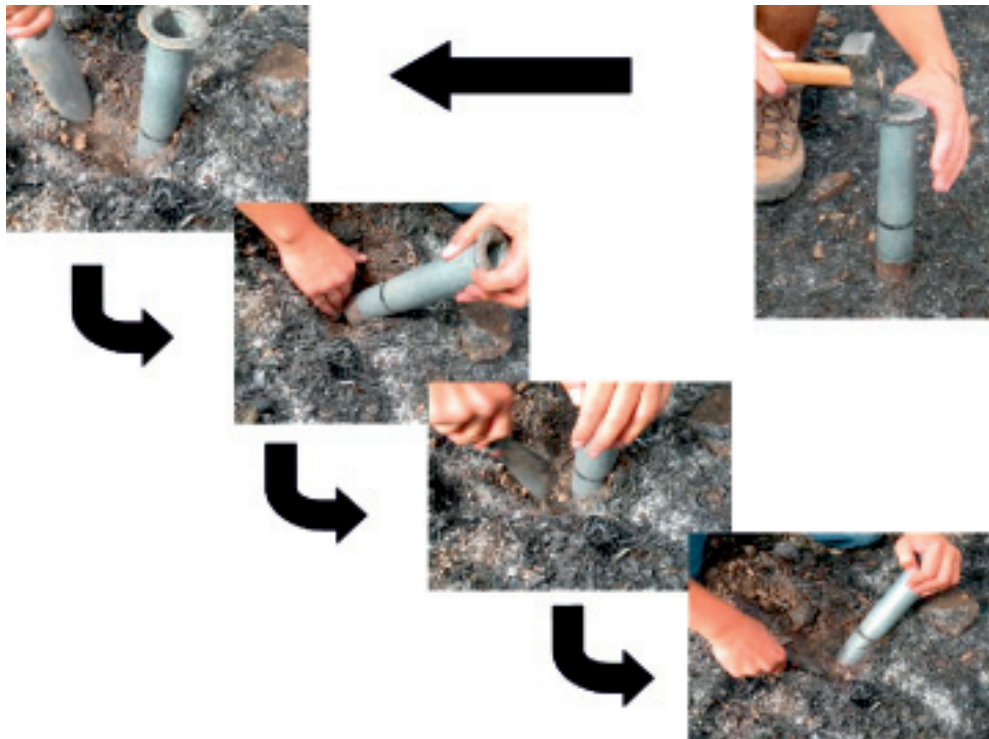


Figura 4. Proceso de recolección de submuestras de suelo mediante sonda cilíndrica (5 cm de diámetro) en dos niveles de profundidad para valoración del banco de semillas subterráneo. La sonda está marcada desde la base hasta los 5 y 10 primeros centímetros.

Las semillas en el suelo muy rara vez se distribuyen uniformemente; por el contrario, es mucho más frecuente la distribución en agregados. Como consecuencia, la distribución del número de semillas en el suelo rara vez se ajusta a la distribución normal. Para un determinado volumen de suelo, es preferible tomar muchas muestras de pequeño tamaño que unas pocas de grandes dimensiones, con el fin de reducir la varianza hasta niveles aceptables (Ferrandis et al., 2009). La recolección de muestras mediante el uso de sondas cilíndricas de pequeño diámetro (3-5 cm), cuando el terreno lo permite, es el método más extendido. Otra opción es recolectar pequeños bloques de suelo con la ayuda de una pala de jardinería, o similar, y un pincel. Se suelen establecer parcelas de 0,5-1 m<sup>2</sup> sobre el terreno, dentro de las cuales se realizará un número determinado de sondeos (4-6) distribuidos al azar. Los sondeos tomados en cada unidad muestral (planta o parcela, por ejemplo) se almacenan en una misma bolsa, constituyendo así una muestra. Una vez en el laboratorio, las muestras han de almacenarse secas, para evitar la germinación y/o pudrición de las semillas. Si se pretende realizar estimas fiables de la densidad del banco de semillas (número de semillas por metro cuadrado para una profundidad de suelo determinada), lo ideal sería realizar un muestreo preliminar que permita determinar la media y error estándar, a partir de los cuales determinar el tamaño muestral necesario para alcanzar la precisión a la que queremos trabajar. En cualquier caso, la recolección de entre 200 y 300 sondeos ofrece un nivel de confianza del 95% en la mayoría de las especies con las que se ha ensayado (Thompson et al., 1997).

Existen dos tipos generales de metodologías para la detección de semillas en las muestras de suelo: los que se basan en la emergencia de plántulas y los que utilizan la separación física de las semillas. Los métodos de emergencia consisten en el cultivo de las muestras bajo condiciones que favorezcan la germinación de las semillas, siendo más fácil el reconocimiento pero estando limitadas por el letargo de la especie. En la separación física, las muestras de suelo se escrutan, con ayuda de una lupa binocular, pero las semillas de pequeño tamaño pueden escapar a la detección (0,5 mm) (Ferrandis et al., 1999). Si se utiliza el método de emergencia se puede realizar el almacenamiento de las muestras en una cámara frigorífica (5 °C durante 3 semanas) o por exposición a la intemperie (invierno o verano) para interrumpir el letargo. Lo más habitual es tamizar las muestras (malla de 0,2 mm de luz) y realizar el cultivo en invernaderos sin control de temperatura bajo una cubierta de malla (para prevenir entradas externas). La manera más práctica es dejar las muestras cerradas, para evitar entrada de propágulos, hasta el momento de siembra (el otoño siguiente al incendio) y esperar hasta final de la primavera siguiente, realizando visitas periódicas (semanales o bisemanales) para el reconocimiento de especies o su diferenciación, las cuales deben ser anotadas y extraídas para evitar interacciones y competencia con la germinación de otras especies (Ferrandis et al., 2004). Si se realiza separación y conteo, se debe evaluar la viabilidad de las semillas, contando las aparentemente sanas que se evalúan por exploración del estado del embrión (color e hidratación) y/o tinciones de tetrazolio. También se pueden hacer previamente ensayos de germinación y análisis de letargo, si se conoce la técnica para eliminarlo. Esta parte también se puede aplicar a aquellas semillas procedentes de muestras cultivadas que no han llegado a germinar, para determinar la fracción de semillas viables que son germinables (capaces de germinar aunque no lo han hecho) o que se encuentran aletargadas en el momento de la exhumación.

### *Caracterización de una masa forestal*

Si la comunidad predominante antes del incendio era una formación boscosa, se hace necesaria la determinación del área basimétrica o caracterización diamétrica de los árboles y densidad de arbolado de la especie principal, con esta valoración podemos obtener información indirecta tales como la edad de la masa o el potencial de reproductivo (por germinación o rebrote). Para conseguirlo existen dos opciones, aunque puede que alguna de ellas no esté siempre disponible: i) obtener valores a partir de parcelas de seguimiento continuo del Inventario Forestal Nacional u otros Inventarios con carácter oficial. Para ello el emplazamiento de las parcelas debería ser lo más cercano posible a estas parcelas de seguimiento; y, ii) si el incendio no ha sido de muy alta severidad y no se ha efectuado la saca de madera, es aún posible medir diámetros a la altura del pecho (DBH), densidad y calcular el área basimétrica en las mismas parcelas seleccionadas para muestreo, seleccionando sólo aquellos pies que tengan clase diamétrica mayor de 5 cm. Una valoración de estos parámetros podría realizarse con el diámetro de troncos a ras del suelo si no hubiese otra posibilidad.

Una vez descrita la masa previa al incendio, se debe hacer una valoración y caracterización del regenerado, incluyéndolo en la toma de datos de análisis florístico (ver más adelante), pero también midiendo su densidad (por conteo pie a pie), su altura, diámetro de base, diámetro o perímetro de copa y otras características importantes o influyentes en nuestro estudio tales como su estado fitosanitario, signos de pastoreo, existencia de floración precoz y/o fructificación. Este muestreo debería llevarse a cabo desde el primer año después del incendio (primavera siguiente) hasta al menos 3 años para poder valorar el éxito de la regeneración natural y la capacidad de supervivencia de la misma.

Cuando se trate de masas arbóreas con carácter serótino, principalmente pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y marítimo (*Pinus pinaster* Ait.), aunque parcialmente se da esta característica en el pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) y canario (*Pinus canariensis* Chr. Sm. ex DC. in Buch), se debe relacionar el regenerado con la masa adulta preexistente, valorando el banco de semillas aéreo en los árboles supervivientes y/o árboles exteriores cercanos al borde del incendio, evaluando su carácter serótino, el número de piñones contenido, su potencial germinativo y la viabilidad.

## EJEMPLOS DE TOMA DE DATOS

Esta sección mostrará ejemplos de tomas de datos siguiendo el esquema presentado en este capítulo. Para aclarar algunas de las metodologías aquí propuestas, se muestra un diseño general de parcelas de los más utilizados y un estadillo de campo para toma de datos del análisis y caracterización florística de una zona.

### **Ejemplo 1. Diseño general de parcelas para seguimiento del efecto del incendio y la respuesta del ecosistema vegetal**

Se propone en este ejemplo, un modelo general de parcelas basadas en muestreos estratificados, dependiendo de las variables que se deseen medir (Figura 5). Este diseño sigue el modelo

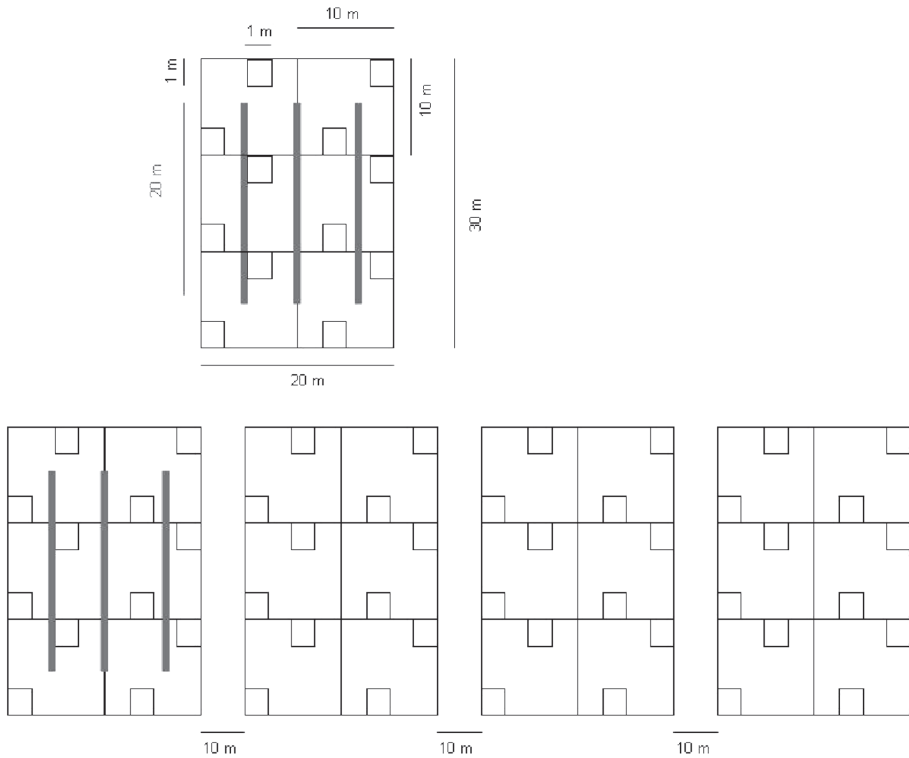


Figura 5. Esquema de replanteo de parcelas de tipo rectangular de área fija. Se incluyen valores de la longitud de parcelas (en negro) y de transectos lineales inscritos en ellas (en gris).

mixto de parcela, siendo la base una parcela cuadrada de área fija (0,1 ha). Debido a que el muestreo se pretende realizar en un bosque maduro después del incendio, hemos decidido ampliar el área de parcela, disponiendo un mosaico 3 × 2 de estas parcelas de forma que tenemos una parcela rectangular (0,6 ha). Por tanto, tendremos una parcela rectangular de 30 × 20 m con diseño anidado de subparcelas cuadradas de 10 × 10 m, siguiendo el modelo de parcela de Whittaker (Keeley et al., 2005). Esta distribución agrupada es muy útil en zonas donde la vegetación es muy homogénea, caso que no suele ocurrir en nuestras áreas de estudio debido a condiciones de micrositio y por la irregular regeneración de la comunidad vegetal a esta escala. Para sitios que presenten alta heterogeneidad, es aconsejable usar subparcelas de 1 m<sup>2</sup>, estas pueden ser dispuestas de manera sistemática dentro de la parcela. También podrían usarse para realizar un seguimiento de la variación de la diversidad vegetal según el aumento del tamaño de parcela de 1 a 100 y a 600 m<sup>2</sup> (Van de Maarel, 2007). Dentro de nuestras parcelas se podrían incluir transectos lineales permanentes para seguimiento de la cobertura vegetal y protección del suelo, en este ejemplo 3 transectos de 20 m de longitud, separados 5 m entre sí y del borde de la

Figura 6. Estadillo de toma de datos para caracterización florística de una zona incendiada.

ESTADILLO PARA CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA. TRANSECTO LINEAL 1000 cm									
SITIO: INCENDIO HELLIN, JUNIO 2009									
LOCALIZACIÓN:	CARRETERA EMBALSE CENAJO, ZONA NO QUEMADA		X:(30S) 603560		Y: (30S)4253726				
cobertura-abundancia	r <1% escasos	+<1% muchos	1: 1-5%	2: 5-25%	3: 25-50%	4: 50-75%	5: 75-100%		
PARCELA	1	2	3						
ALTITUD	601	608	612						
ORIENTACION	S-SE	S-SE	S-SE						
PENDIENTE (%)	5	5	5						
	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)
VEGETACION									
<i>Pinus halepensis</i>	3	330	3						
<i>Stipa tenacissima</i>	22	800	5						
<i>Thymus sp</i>	8	150	2						
<i>Cistus clusii</i>	15	350	2						
<b>SP 1</b>	6	90	+						
<i>Asphodelus sp</i>	8	110	1						
SUELO DESNUDO	3	15	2						
ESTADILLO PARA CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA. TRANSECTO LINEAL 1000 cm									
SITIO: INCENDIO HELLIN, JUNIO 2009									
LOCALIZACIÓN:	CARRETERA EMBALSE CENAJO, ZONA QUEMADA		X:(30S) 604367		Y: (30S)4253231				
cobertura-abundancia	r <1% escasos	+<1% muchos	1: 1-5%	2: 5-25%	3: 25-50%	4: 50-75%	5: 75-100%		
PARCELA	1	2	3						
ALTITUD	599	602	600						
ORIENTACION	-	-	-						
PENDIENTE (%)	0	0	0						
	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)	Número	Cob.lineal (cm)	Cob. (estimada)
VEGETACION VIVA									
<i>Pinus halepensis</i>	2	20	2						
SUELO DESNUDO	12	95	2						
PROTECCION SUELO									
ACICULAS	10	50	1						
RAMILLO	20	250	3						
RAMA	5	220	2						
TRONCO	1	520	3						
ARBOL MUERTO EN PIE	2	100	2						

parcela. Para valorar su ajuste en el área de estudio podrían compararse los resultados de los índices de caracterización florística procedentes de valores obtenidos midiendo en transecto lineal con valores procedentes de estimación visual siguiendo la metodología de escala semicuantitativa de cobertura-abundancia de Braun-Blanquet.

### **Ejemplo 2. Diseño de un estadillo de toma de datos para caracterización florística de una zona incendiada**

Se propone en este ejemplo, un estadillo para usar en las parcelas del ejemplo anterior (Figura 6).

Este estadillo corresponde a un incendio de un pinar de pino carrasco, ocho días después del incendio donde se ha realizado una disposición mixta de parcelas y se pretende realizar estimación de la vegetación mediante medición de coberturas y frecuencia por tangencia de la especie con transecto lineal, además de incluir una estimación visual siguiendo la metodología de escala semicuantitativa de cobertura-abundancia de Braun-Blanquet. Se han incluido dos variantes del mismo estadillo, el primero sería una caracterización florística en una zona cercana no incendiada para usar como control y usar como vegetación existente antes del incendio. Posteriormente dentro del mismo estadillo, se ha incluido un ejemplo de la primera visita tras el incendio donde se anotaron valores de protección de suelo por parte de la vegetación muerta pero no consumida por el fuego. Existe una especie que se ha incluido como SP1 en el análisis florístico, la cual no se reconoció en campo por lo que una muestra fue herborizada y posteriormente identificada con ayuda de claves (Tutin et al., 1980).

## **CONCLUSIÓN**

Se han revisado en este capítulo los métodos, técnicas y protocolos empleados y a tener en cuenta para la estimación del efecto producido por el incendio en una comunidad vegetal, así como la respuesta de la comunidad vegetal a ese incendio, relacionándolo con la severidad del fuego. Este sería solamente un acercamiento a las múltiples técnicas y metodologías existentes pero totalmente válido para desarrollar un estudio en el que la vegetación y su recuperación posterior sea tenida en cuenta como una variable del efecto del incendio o un factor que influya en alguna de las variables del suelo estudiadas debido a su alto grado de interacción.

## **AGRADECIMIENTOS**

Los autores desean agradecer al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación del desarrollo de la Red Temática "Efectos de los incendios forestales sobre los suelos" (CGL2007-28764-E/BTE y CGL2008-01632-E/BTE) y por el soporte de los proyectos que actualmente están llevándose a cabo por nuestro grupo de investigación en Ecología Forestal (ECOFOR) de la Universidad de Castilla-La Mancha, CGL2009-08723, CYCIT-AGL 2008-03602/FOR y CONSOLIDER-INGENIO 2010: MONTES (CSD 2008-00040). También a la Consejería de Educación y Ciencia de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha por el soporte en los proyectos PCC08-0109 (ECOFUX II) y POII09-0096-3367.

## REFERENCIAS

- Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S. y Palutikof, J.P. 2008. Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat. Ginebra.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer-Verlag. Berlin, Viena, Nueva York.
- Bravo, F., Jandl, R., Von Gadow, K. y Lemay, V. 2008. Introduction. En: Bravo, F.; LeMay, V.; Jandl, R.; Gadow, K. von (Eds.), managing forest ecosystems: the challenge of climate change. Springer-Verlag. Berlin, Viena, Nueva York. Pp.: 3-11.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line intercept methods in sampling range vegetation. Journal of Forestry, 39, 388-394.
- Cerdà, A. y Doerr, S.H., 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. Catena, 74, 256-263.
- Corona, P., Saracino, A. y Leone, V. 1998. Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo pine stands. New Forests, 16, 213-220.
- De Vries, W., Reinds, G.J., Posch, M., Sanz, M.J. Krause, G.H.M., Calatayud, V., Naud, J.P., Dupouey, J.L., Sterba, H., Vel, E.M., Dobbertin, M., Gundersen, P. y Voogd, J.C.H., 2003. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical report 2003. EC, UN/ECE. Bruselas, Ginebra.
- Duguy, B. y Vallejo, R. 2008. Land use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. Journal of Vegetation Science, 19, 97-108.
- Ferrandis, P. y Herranz, J.M. 2004. Soil seed bank response to fire in Mediterranean-Basin ecosystems. En: S.G. Pandalai (Ed.), Recent research developments in environmental biology. Research Signpost, Kerala. Pp. 123-151.
- Ferrandis, P., Martínez-Sánchez, J.J. y Herranz, J.M. 1999. Effect of fire on hardcoated Cistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. Plant Ecology, 144, 103-114.
- Ferrandis P., Martínez-Duro, E. Copete, M.A. y Herranz, J.M. 2009. Propuestas de mejora: metodología para el análisis de los bancos de semillas del suelo de taxones amenazados. En: J.M. Iriondo (Coord.), Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare y Amenazada de España. Manual de Metodología del Trabajo Corológico y Demográfico. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Sociedad Española de Biología de Conservación de Plantas. Madrid. Pp.: 47-51.
- Gallegos, V., Navarro, R., Fernández, P. y Valle, G. 2003. Postfire regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalucía (Spain). Environmental Management, 31, 86-99
- Gimeno, T., Pausas, J. y Vallejo, R. 2009. Protocolo para la evaluación del impacto ecológico de los incendios forestales. En: Libro de resúmenes del V Congreso Forestal Español: Montes y sociedad, saber qué hacer. Sociedad Española de Ciencias Forestales-Junta de Castilla y León.. Ávila.
- Henig-Server, N., Poliakov, D. y Broza, M. 2001. A novel method for estimation of wildfire intensity based on ash, pH and soil microarthropod community. Pedobiología, 45, 98-106.
- Keeley, J.E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. En: B. Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont (Eds.), Resilience in Mediterranean-type ecosystems. DrWJunk Publishers. Dordrecht. Pp.: 95-111.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. y Baer-Keeley, M. 2005. Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean-climate shrublands of California. Ecological Applications, 15, 1515-1534.
- Keeley, J.E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. International Journal of Wildland Fire, 18, 116-126.
- Kleinn, K. y Bhandari, N.B. 2004. Observation and Measurement. En: Knowledge Reference for National Forest Assessments. Food and Agriculture Organization, Swedish University of Agricultural Sciences. URL: <http://www.fao.org/forestry/7727/en>.

- Li, J., Dang, Q. y Embebe, T.F. 2009. Post-fire natural regeneration of young stands on clearcut and partial-cut and uncut sites of boreal mixedwoods. *Forest Ecology and Management*, 258, 256-262
- López-Serrano, F.R., de Las Heras, J., Moya, D., García-Morote, F.A. y Rubio E. 2010. Is the net new carbon increment of coppice forest stands of *Quercus ilex* ssp. *ballota* affected by post-fire thinning treatments and recurrent fires? *International Journal of Wildland Fire*, 19, 637-648.
- Madrigal, J., Hernando, C. y Vega, J.A. 2005. Diseño de una metodología para la obtención de modelos de regeneración de especies arbóreas tras grandes incendios forestales: aplicación al caso de *Pinus pinaster* Ait. En: *Actas del IV Congreso Forestal Nacional (CD-ROM)*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Zaragoza.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecológica*, 10, 57-68.
- Moya, D., de las Heras, J., López-Serrano, F.R., Condes, S. y Alberdi, I. 2009a. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology*, 200, 217-228.
- Moya, D., Hedo, J., Andrés, M., Wic, C., de las Heras, J., López-Serrano, F.R., Ferrandis, F., Rubio, E. y Lucas-Borja, M.E. 2009b. Soil response, microbial activity and natural regeneration after fire passage in a semiarid Aleppo pine forest. En: A. Jordán, L.M. Zavala, J.M. de la Rosa, H. Knicker, J.A. González-Pérez y F.J. González-Vila (Eds.), *Advances in forest fire effects on soils. Book of Abstracts of the Communications presented to the II International Meeting on Forest Fire Effects on Soils (FUEGORED 2009, Sevilla-Cortegana (Huelva), Nov 4-6, 2009)*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Naveh, Z. y Whittaker, R.H. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean regions. *Vegetatio*, 41, 171-190.
- Neary, D.G., Ryan, K.C. y DeBano, L.F. 2005. *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soil and water. General Rechnical Report RMRS-GTR-42-volume 4*. United States Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT.
- Newton, A.C. 2007. *Forest ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press. Oxford.
- Pausas, J.G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T. y Vallejo, R. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, 169, 205-213.
- Pausas, J.G., Ribeiro, E. y Vallejo, R. 2004. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 203, 251-259.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. *International Journal of Wildland Fires*, 17, 713-723
- Parsons, A. 2003. Burned Area Emergency Rehabilitation (BAER). Soil burn severity definitions and mapping guidelines. Draft. Informe técnico no publicado. States Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT.
- Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press. Oxford.
- Rodrigo A., Retana J. y Picó X. 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, 85, 716-729.
- Schreuder H.T., Gregoire, T.G. y Wood, G.B. 1993. *Sampling methods for multiresource forest inventory*. John Wiley & Sons. New York, NY.
- Thompson, K., Bakker, J.P. y Bekker, R. 1997. *The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Turner, M. G., W. H. Romme, y R. H. Gardner. 1999. Prefire heterogeneity, fire severity and plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *International Journal of Wildland Fire*, 9, 21-36.



- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A. y Valentine, D.H. 1980. *Flora Europaea*. Cambridge University Press. Cambridge
- Úbeda, X., Pereira, P., Outeiro, L., Martín, D.A. 2009. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of cork oak (*Quercus suber*). *Land Degradation & Development*, 20, 589-608.
- Van der Maarel, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39, 97-114.
- Van der Maarel, E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment - Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18(5): 767-770.
- Vega, J.A., 2003. Regeneración del género *Pinus* tras incendios. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 15, 599-68.
- Vega, J.A., Hernando, C., Madrigal, J., Pérez-Gorostiaga, P., Guijarro, M., Fontúrbel, M.T., Cuiñas, P., Martínez, E. y Fernández, C. 2005. Regeneración de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales y medidas selvícolas para favorecerla. En: *Actas del IV Congreso Forestal Nacional (CD-ROM)*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Zaragoza.
- Verkaik, I. y Espelta, J.M., 2006. Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management*, 231, 155-163.
- Westman, W.E. y O'Leary, J.E. 1986. Measures of resilience: the response of coastal sage scrub to fire. *Plant Ecology*, 65, 179-189.

