

És homogènia la recuperació, després del foc, de les comunitats de plantes i de formigues dels boscos de Catalunya?

Anselm Rodrigo Domínguez
anselm.rodrigo@uab.es

Xavier Arnan Viadiu
x.arnan@creaf.uab.es

Javier Retana Alumbrosos
Javier.Retana@uab.es

*Unitat d'Ecologia de la Universitat Autònoma de Barcelona i CREAM
(Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)*

Resum

Es presenten les principals conclusions de diversos estudis amb l'objectiu d'avaluar la resiliència dels boscos de Catalunya després d'un incendi. Es mostra que hi ha un ventall ampli de respostes, que inclou boscos amb una alta resiliència al foc i que recuperen ràpidament l'espècie o espècies arbòries dominants, però també altres boscos en què l'espècie dominant abans del foc no es recupera i són substituïts per altres formacions boscoses o arbustives. La substitució de les espècies dominants i estructuradores del bosc comporta que tota la comunitat de plantes i de formigues que hi viuen tinguin menor resiliència al foc que les dels boscos que mantenen les mateixes espècies dominants d'abans del foc. Aquests resultats impliquen pensar algunes idees sobre les possibles conseqüències dels focs sobre la biodiversitat i quins han de ser els objectius de la gestió de determinades zones cremades.

Paraules clau: autosuccessió, resiliència, foc, plantes, formigues.

Resumen: *¿Es homogénea la recuperación, tras el incendio, de las comunidades de plantas y de hormigas de los bosques de Cataluña?*

Se presentan las principales conclusiones de diversos estudios con el objetivo de evaluar la resiliencia de los bosques de Cataluña después de un incendio. Se muestra que existe un amplio abanico de respuestas, que incluye bosques con una alta resiliencia al fuego y que recuperan rápidamente la especie o especies arbóreas dominantes, pero también otros bosques donde la especie dominante no se recupera y son sustituidos por otras formaciones boscosas o arbustivas. La sustitución de estas especies dominantes y estructurantes del bosque supone que toda la comunidad de plantas y de hormigas que viven tengan menor resiliencia al fuego que las de los bosques que mantienen las mismas especies dominantes antes del fuego. Estos resultados implican replantear algunas ideas sobre las posibles consecuencias de los fuegos sobre la biodiversidad y cuáles deben ser los objetivos de gestión de determinadas zonas quemadas.

Palabras clave: autosucesión, resiliencia, incendio, plantas, hormigas.

Abstract: *Is homogeneous the postfire recovery of plant and ant communities in Catalan forests?*

We presents the main conclusions of different studies to analyze the forest resilience in Catalonia after fire. It shows how there is a sufficiently broad range of responses, which include forests with high resilience to fire and quickly recover the species or dominant tree species, but also other forests where before fire, the dominant species are not recovered and then, are replaced by other types of woodland and shrubs. In these cases, the replacement of dominant species and forest structure means that the whole community of plants and ants that live in these forests have less resilience to fire than forests that maintain the same dominant species before fire. These results imply think about the possible consequences of fires on biodiversity and also what should be the objectives of management of certain areas burned.

Keywords: autosuccession, forest resilience, fire, plants, ants.

* * *

Introducció

Els incendis forestals representen la major pertorbació en els ecosistemes mediterranis (Trabaud, 1994; Whelan, 1995), especialment en la conca mediterrània, on la incidència del foc és particularment alta com a conseqüència de l'impacte humà en els ecosistemes (Trabaud, 1987; L'Houérou, 1987). El comportament, l'extensió i intensitat del foc determina l'èxit de la regeneració postincendi d'una zona. No obstant això, i malgrat la variabilitat dels efectes del foc en la vegetació, està àmpliament acceptat que els ecosistemes mediterranis afectats per focs presenten un patró de regeneració directa.

És a dir: un procés pel qual la base d'aquesta regeneració és el mateix conjunt d'espècies existents immediatament abans de la pertorbació i, en conseqüència, en pocs anys es restableix la mateixa comunitat prèvia a l'alteració. Hanes (1971) va introduir la idea de regeneració directa en els ecosistemes mediterranis encunyant el terme "autosuccesió" per a descriure aquest procés en un *chaparral* mediterrani. Trabaud i Lepart (1980) també van descriure un patró similar de succesió postincendi en comunitats mediterrànies a França. Aquests autors van trobar que la composició florística d'aquestes comunitats uns pocs anys després del foc diferien poc de les comunitats més madures de la mateixa àrea. Aquest procés d'autosuccesió implica que les plantes estan altament adaptades a la pertorbació, per la qual cosa el risc d'extinció a nivell local és molt baix i, per tant, no cal aplicar de manera urgent estratègies de gestió i conservació postincendi.

L'alta resiliència postincendi de les comunitats de plantes mediterrànies s'explica per la capacitat que tenen moltes espècies de rebrotar després del foc gràcies a unes estructures llenyoses resistents a les altes temperatures (Hodgkinson, 1998; López Soria i Castell, 1992; Espelta *et al.*, 2003) o bé a causa de la germinació de llavors capaces de resistir el foc i que es troben emmagatzemades en bancs del sòl o de capçada (Lloret, 1998; Arianoutsou i Ne'eman, 2000). Tanmateix, no és possible generalitzar que totes les plantes de la conca mediterrània sobreviuen al foc en totes les situacions, ja que diverses espècies de plantes mediterrànies no tenen mecanismes de regeneració postincendi eficients (Piussi, 1992; Riera i Castell, 1997; Quevedo *et al.*, 2007; Rodrigo *et al.* 2007). Per tant, el model de regeneració directa o autosuccesió no pot explicar totalment la recuperació de totes les espècies de plantes mediterrànies. La principal conseqüència de la no consecució d'un patró d'autosuccesió seria la reducció de l'abundància de certes espècies de plantes que, sobretot si són espècies llenyoses dominants, podria alterar les interrelacions amb altres espècies i, en definitiva, el funcionament global de l'ecosistema.

Per altra banda, aquesta modificació posterior al foc de l'estructura i composició de la comunitat vegetal pot condicionar també les comunitats d'animals presents a les àrees cremades. La composició d'aquestes comunitats d'animals dependrà, doncs, no només de la seva capacitat de sobreviure al foc o de colonitzar les zones cremades (Niemelä *et al.*, 1996; Moretti *et al.*, 2004; Brotons *et al.*, 2005) sinó també de la possibilitat de trobar refugi, lloc on niar i aliment, recursos que proporciona la vegetació. En aquest context la resposta de les comunitats de formigues és interessant ja que moltes espècies sobreviuen prou bé al foc en els seus nius (Bernard, 1983) però poden presentar canvis significatius en la composició de les seves comunitats en zones cremades (Jackson i Fox, 1996; Folgarait, 1998; York, 2000) en resposta a canvis en l'estructura i composició de les comunitats de plantes.

En aquest context ens varem plantejar tres preguntes:

Les espècies arbòries dominants en el paisatge de la conca mediterrània occidental presenten un patró de regeneració directa o autosuccesió després de l'incendi?

- El canvi en la composició i estructura de tota la comunitat de plantes està directament relacionada amb la regeneració de l'espècie d'arbre dominant?
- La recuperació de les comunitats de formigues després del foc depèn de la recuperació de la vegetació?

Per abordar la primera pregunta es va desenvolupar un model estocàstic basat en dades de camp obtingudes en diverses zones cremades de Catalunya (Rodrigo *et al.*, 2004), capaç de predir la dinàmica a mig termini de diverses espècies forestals a partir del monitoratge de la regeneració dels primers anys després de l'incendi. Per abordar les dues altres preguntes es va comparar la composició de les comunitats de plantes (Arnan *et al.*, 2007) i formigues (Arnan *et al.*, 2006) de diverses zones cremades amb les de zones no cremades equivalents en comunitats forestals dominades per espècies amb una resposta contrastada de recuperació després del foc. A més, es va analitzar a mig termini la recuperació post-incendi de les comunitats de formigues en boscos de *P. nigra* cremats (Rodrigo i Retana, 2006).

Mètodes i resultats

Pregunta 1: Les espècies arbòries dominants en el paisatge de la conca mediterrània occidental presenten un patró de regeneració directa o autosuccessió després d'un incendi?

Material i mètodes

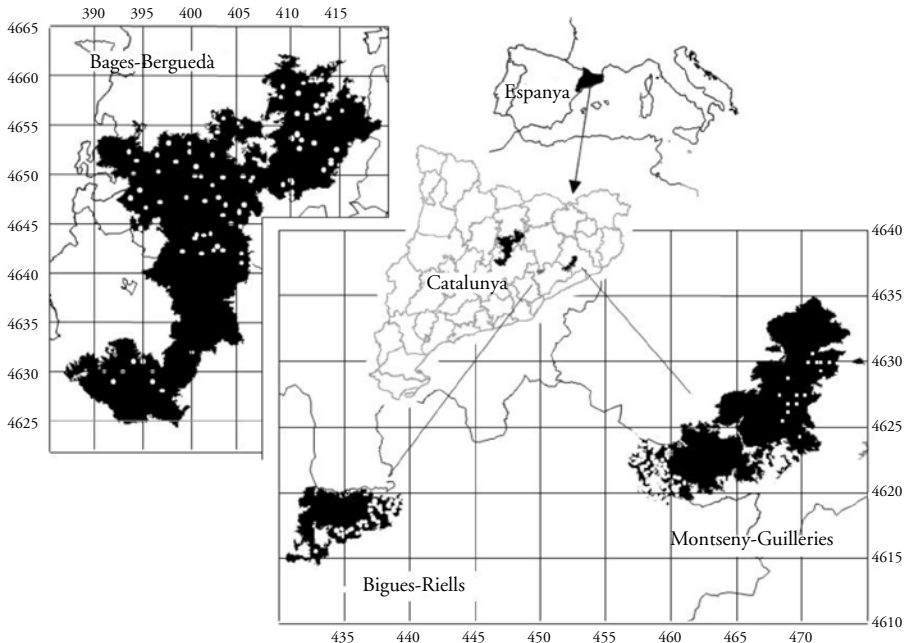
Es van establir a l'atzar un total de 356 parcel·les de 10 m de radi, en zones cremades amb foc de capçada en tres grans incendis esdevinguts a la Catalunya Central l'any 1994. Aquestes zones presentaven abans del foc cobertes arbòries dominades per combinacions d'una, dues o tres de les set espècies arbòries més abundant als boscos mediterranis i submediterranis de Catalunya: *Pinus halepensis* (pi blanc), *P. nigra* (pinassa), *P. pinaster* (pinastre), *P. pinea* (pi pinyoner), *P. sylvestris* (pi roig), *Quercus ilex* (alzina), *Q. cerrioides* (roure cerrioides) i *Q. suber* (alzina surera). Els incendis triats foren els de Bages-Berguedà (BB), Bigues i Riells (BR) i Montseny-Guillerics (MG) (fig. 1). El rang de temperatures mitjanes anuals se situa entre 10-13°C a BB, 15,2°C a BR i 14,6 °C a MG, i les precipitacions mitjanes anuals oscil·len entre 550-900 mm a BB, 625 mm a BR i 750 mm a MG. Les mesures dins les parcel·les es van prendre entre un i tres anys després del foc i van ser:

- La densitat de peus (entenen com a peu, troncs amb diàmetre més gran de 5 cm mesurat a 1,30 m del terra) abans del foc de totes les espècies estudiades.
- La supervivència arbòria després del foc. Els arbres amb fulles verdes en la capçada es van considerar vius i els que tenien totes les fulles mortes o cre-

mades com a morts. En el cas de les espècies rebrotadores es van considerar vius els arbres cremats però que havien rebrotat.

– La densitat de plàntules (individus d'espècies arbòries de menys d'un metre d'alçada i que no provenen d'una soca rebrotada) de les espècies estudiades en 4 parcel·les de 5 x 5 m dins de cada parcel·la.

Figura 1. Localització geogràfica de les parcel·les (punts blancs) mostrejades per tal de mesurar la regeneració de diferents espècies arbòries dins tres àrees afectades per grans incendis el 1994 (àrees negres). Coordenades UTM.



Parametrització del model

El model integra dades de camp obtingudes en parcel·les situades en els tres grans incendis i simula la composició d'aquestes parcel·les 30 anys després de l'incendi (Rodrigo *et al.*, 2004). Primer de tot es va determinar el tipus de bosc previ a l'incendi per a cada parcel·la, d'acord amb la densitat de peus de les diferents espècies abans del foc. Les categories establertes són:

– Matollars o herbassars; parcel·les que presentaven un cobertura arbòria inferior al 10%, la resta de casos els considerem boscos.

Boscos monoespècífics; aquells on la densitat de l'espècie arbòria més abundant supera el 66,6% de la densitat arbòria total.

– Boscos mixtos d'espècies de *Pinus*; aquells no considerats monoespècífics i amb una densitat de l'espècie de *Pinus* més abundant superior al 33,3% de la densitat arbòria total.

– Boscos mixtos d'espècies de *Quercus*; aquells no considerats en les altres categories i amb una densitat de l'espècie de *Quercus* més abundant superior al 33,3% de la densitat arbòria total.

Els diferents tipus de bosc previs a l'incendi que es van obtenir mitjançant aquesta classificació i el nombre de parcel·les que el presentaven en cada un dels focs es mostra a la taula 1.

Taula 1. Nombre de parcel·les de cada tipus de bosc (classificat segons les espècies arbòries dominants) preincendi mostrejades en les tres àrees d'estudi

Tipus de bosc	Bages-Berguedà (BB)	Bigues-Riells (BR)	Montseny-Guilleries (MG)
Matollar o herbassar	14	4	4
<i>Pinus halepensis</i>	19	58	–
Mixt de <i>P. halepensis</i>	12	15	–
<i>Pinus nigra</i>	43	–	–
Mixt de <i>Pinus nigra</i>	8	–	–
<i>Pinus sylvestris</i>	14	–	–
Mixt de <i>P. sylvestris</i>	5	–	–
<i>Pinus pinaster</i>	–	–	10
Mixt de <i>P. pinaster</i>	–	–	13
<i>Pinus pinea</i>	–	–	19
Mixt de <i>P. pinea</i>	–	–	14
<i>Quercus ilex</i>	5	16	43
<i>Quercus cerrioides</i>	10	–	–
<i>Q. ilex</i> – <i>Q. cerrioides</i>	3	–	–
<i>Quercus suber</i>	–	–	12
<i>Q. suber</i> – <i>Q. ilex</i>	–	–	18

Per cada tipus de bosc preincendi i per cada zona separatament es van obtenir els següents vectors:

- Densitat inicial de plàntules o individus rebrotats de cada espècie en cada tipus de bosc i just després del foc.
- Supervivència de plàntules per a cada any a partir del foc, obtingut amb funcions ajustades exponencialment mitjançant seguiment al camp de la supervivència de les plàntules els primers anys després del foc.
- Nombre de peus per individu per a cada any després del foc, obtingut amb funcions potencials ajustades a dades de peus per individu, obtingudes al camp en diferents zones seguint una cronoseqüència després de la pertorbació.
- Nombre d'individus adults supervivents de cada espècie, en les parcel·les de camp de cada zona.

Llavors es va computar, amb un model estocàstic, la probabilitat de canvi de cada tipus de bosc de cada zona fins a 30 anys després del foc. Per fer-ho es van calcular mil simulacions per a cada espècie present després del foc en les parcel·les d'un tipus de bosc de cada zona. Per a cada simulació el model seleccionava a l'atzar un valor de densitat inicial de plàntules o d'individus rebrotats després del foc del vector corresponent a l'espècie i tipus de bosc; aleshores:

- en el cas d'una espècie de *Pinus* multiplicava la densitat de plàntules per una taxa de supervivència triada a l'atzar del vector de supervivència corresponent;
- en el cas d'una espècie de *Quercus* multiplicava la densitat d'individus rebrotats pel nombre de peus per individu triat a l'atzar del vector de peus per individu corresponent a l'espècie;
- al valor obtingut li sumava un valor de peus vius després del foc que seleccionava a l'atzar del corresponent vector d'arbres vius.

Amb això s'aconseguien mil simulacions de densitat per a cada espècie present a la parcel·la, i sumant aquestes densitats obtenim un miler de combinacions de la composició del bosc postincendi per a cada tipus de bosc preincendi. Aquestes mil composicions es classifiquen en els diferents tipus de bosc amb el mateix criteri que per als boscos preincendi i aleshores s'estableix la proporció de cada tipus. Aquestes proporcions es consideren la taxa de manteniment, si es tracta del mateix bosc, o bé de canvi envers altres tipus de formacions.

Validació del model

Per validar els resultats obtinguts amb el model es van seleccionar quatre zones cremades en incendis antics (20-33 anys després del foc) de les quals es coneixien el tipus de bosc preincendi: en un cas un bosc monoespècífic de *P. halepensis*, un altre un bosc mixt de *P. halepensis* i *Q. lex*, altre un bosc monoespècífic de *P. nigra* i finalment un bosc monoespècífic de *Q. suber*. El març de 2000 es va mostrejar la densitat de peus adults de les espècies arbòries presents i es va a determinar el tipus de bosc actual amb el mateix criteri utilitzat en el model, tot comparant, mitjançant χ^2 , les proporcions reals obtingudes amb les simulades pel model per al corresponent tipus de bosc preincendi.

Resultats

Respostes post incendi de les espècies d'arbres estudiades

Les tres espècies de *Quercus* van mostrar una rebrotada molt vigorosa després del foc (> 92 % dels individus). *P. halepensis* va mostrar la major regeneració per plàntules després del foc en les dues àrees on estava present. La regeneració després del foc de *P. pinaster* i *P. pinea* va ser apreciable durant els primers anys després del foc, mentre que la de *P. nigra* i *P. sylvestris* va ser pràcticament nul·la. La regeneració per plàntules de les tres espècies de *Quercus* va ser nul·la (taula 2).

Taula 2. Mitjana (\pm desviació estàndard) del percentatge de peus adults vius, del percentatge d'individus rebrotats, i del nombre de plàntules per hectàrea de les diferents espècies d'arbres; tot plegat mesurat un any després del foc a les parcel·les de les tres àrees d'estudi. Per poder obtenir valors comparables entre parcel·les i evitar valors poc representatius en parcel·les amb pocs individus de l'espècie corresponent, només s'inclouen els valors obtinguts en parcel·les (N indica el nombre) on l'espècie considerada hi tenia una presència superior al 33,3% de la densitat d'arbres de la parcel·la.
BR = Bigues i Riells; BB = Bages-Berguedà; MG = Montseny-Guillerries.

Espècies	Àrea d'estudi	N	% peus adults vius	% individus rebrotats	Plàntules per ha
<i>Pinus halepensis</i>	BR	73	0	0	4.677 \pm 742
<i>Pinus halepensis</i>	BB	21	0	0	10.403 \pm 4.147
<i>Pinus nigra</i>	BB	51	0	0	7 \pm 3
<i>Pinus pinaster</i>	MG	23	0	0	6.042 \pm 5.306
<i>Pinus pinea</i>	MG	30	13,1 \pm 5.2	0	1.411 \pm 924
<i>Pinus sylvestris</i>	BB	19	0	0	18 \pm 13
<i>Quercus cerrioides</i>	MG	43	0,1 \pm 0,0	97,9 \pm 1,3	0
<i>Quercus ilex</i>	MG	93	0,1 \pm 0,0	90,1 \pm 2,0	0
<i>Quercus suber</i>	MG	99	0,2 \pm 0,0	95,7 \pm 1,8	0

Probabilitats de canvi després d'incendi dels diferents tipus de bosc

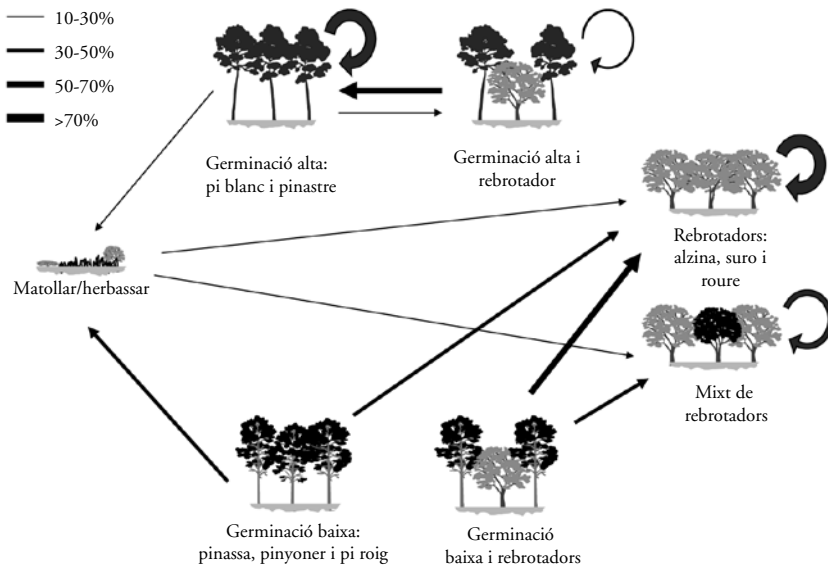
El resultat conjunt de les probabilitats de canvi dels diferents tipus de bosc a les tres zones es mostra a la figura 2 (els resultats per separat de cada zona a Rodrigo *et al.*, 2004). A la figura es veu com boscos monoespecífic de *P. nigra*, *P. sylvestris* i *P. pinea* van evidenciar una nul·la probabilitat de manteniment, presentant en canvi altes probabilitats de canvi cap a boscos dominats per diferents espècies de *Quercus* o cap a formacions de matollar o herbassar. En el cas de boscos mixts d'aquestes mateixes espècies amb espècies rebrotadores, la tendència majoritària és cap a boscos monoespecífic o mixts de *Quercus*. Els boscos mixts de *P. halepensis* o *P. pinaster* també mostren una alta probabilitat de canviar cap a boscos dominats per les mateixes espècies de *Pinus* presents abans del foc. En canvi, els boscos monoespecífics d'aquestes espècies de *Pinus* i els boscos (ja siguin monoespecífics o mixts) de *Quercus* (rebrotadors), mantenen una probabilitat molt alta d'estabilitat; només en el cas monoespecífic de *P. pinaster* es va mostrar una certa probabilitat de canvi cap a matollar o bosc mixt d'aquesta espècie amb altres rebrotadores.

Validació del model

La validació del model confirma que el resultat simulat amb el model s'ajusta a l'obtingut en tres de les zones estudiades, en el bosc de *Q. suber* ($\chi^2=0.2$, $p=0.89$), de *P. halepensis* ($\chi^2=2.5$, $p=0.29$), i de *P. nigra* ($\chi^2=1.7$,

$p=0.41$). En canvi, en el cas del bosc mixt de *P. halepensis*-*Q. ilex*, el resultat del model no va coincidir amb les dades de camp ($\chi^2=11.6$, $p=0.003$) perquè, tot i que la probabilitat de manteniment del bosc mixt era similar, la validació indicava que les parcel·les que havien canviat ho feien majoritàriament cap a l'alzinar, mentre que el model predeïa que tendirien envers a una pineda.

Figura 2. Probabilitat (%) dels diferents tipus de bosc (mostrant conjuntament els de les tres àrees cremades amb espècies dominants amb similars patrons de recuperació després del foc) de canviar cap a altres tipus de bosc (fletxes rectes) o bé de mantenir-se el mateix tipus de bosc (bucles) 30 anys després del foc. No s'hi representen les probabilitats inferiors al 10%.



Font: Rodrigo *et al.*, 2004, modificat

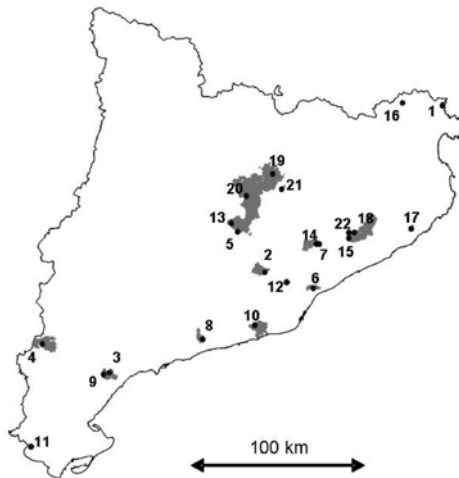
Pregunta 2: El canvi en la composició i estructura de tota la comunitat de plantes està directament relacionat amb la regeneració de l'espècie d'arbre dominant?

Material i mètodes

Per abordar aquesta qüestió es van comparar les diferències florístiques entre llocs cremats i llocs no cremats, en vuit tipus de vegetació tot al llarg d'un gradient climàtic (Arnan *et al.*, 2007). Els tipus de vegetacions triats van ser: matollar dominat per germinadores, matollar dominat per rebrotadores, boscos de *P. halepensis* (pinedes de pi blanc) amb sotabosc arbustiu i amb sotabosc

arbori, boscos de *P. nigra* (pinedes de pinassa), boscos de *Q. ilex* (alzinars), boscos de *Q. suber* (suredes) i un bosc de *Fagus sylvatica* (fageda). Per a cada bosc es van localitzar tres localitats (només una en el cas de la fageda) que haguessin patit un foc el 1994, fent així un total de 22 localitats. A la figura 3 es mostra la ubicació d'aquestes localitats i a la taula 3 les seves característiques principals. A cada localitat es van triar cinc parells de parcel·les: una a la zona no cremada en aquest incendi (en tots els casos eren, a més, parcel·les que no havien patit cap incendi, com a mínim des de 1975) i l'altra a la zona cremada però que totes dues s'assemblessin en les característiques topogràfiques i edàfiques (220 parcel·les en total).

Figura 3. Àrea dels 15 incendis de 1994 (en gris) i les 22 localitats d'estudi on es va mostrejar la comunitats de plantes i de formigues. Les principals característiques de cada indret es descriuen a la taula 3.



Font: Arnan *et al.*, 2007, modificat

Entre juny i juliol del 2002, 8 anys després de l'incendi, s'hi van inventariar a cada parcel·la totes les plantes superiors trobades dins un quadrat de 100 m², i es va calcular la cobertura de les espècies mitjançant dos transsectes de 25 m, a on cada mig metre s'anotaven les espècies de plantes que hi tocaven, tot obtenint 100 punts per parcel·la.

La vegetació de cada parcel·la es va caracteritzar mitjançant la cobertura total, la riquesa d'espècies, la diversitat i l'índex de dominància de les dues espècies més abundants. A més, es va calcular l'abundància relativa en cobertura i riquesa de les diferents espècies, agrupades segons la seva resposta al foc: germinadores, rebrotadores, facultatives i sense mecanisme de regeneració després del foc (Pausas *et al.*, 2004). Per comparar el grau de semblança entre parcel·les de cada parell (indret cremat i no cremat) es va emprar

l'índex de similitud proporcional, calculat com: $ISP=1-0,5\sum |p_{ci}-p_{nci}|$, on p_{ci} i p_{nci} són les abundàncies relatives de cada una de les espècies i en la parcel·la cremada i no cremada respectivament.

Taula 3. Principals característiques de les localitats ubicades dins àrees afectades per incendis produïts el 1994, i on vuit anys després del foc es va fer un mostreig de la comunitat de plantes i de formigues en zona cremada i en zona no cremada. Les localitats (figura 3) s'agrupen pel tipus de vegetació previ al foc. L'àrea correspon a l'extensió total de l'incendi on s'ubica la localitat del mostreig. DHE és el dèficit hídric a l'estiu

Tipus de vegetació abans del foc	Localitat	Àrea (ha)	DHE (mm)	Tipus de sòl
Matollar dominat per germinadores	1. Colera	229	-191,9	silfícic
	2. Vacarisses	3.165	-182,1	calcari
	3. Llaberia	2.359	-197,7	calcari
Pinedes de pi blanc amb sotabosc arbustiu	4. la Pobla de Massaluca	5.793	-327,4	calcari
	5. Sant Joan de Vilatorrada	24.300	-226,4	calcari
	6. Sant Quirze del Vallès	346	-219,5	calcari
Pinedes de pi blanc amb sotabosc arbori	7. el Figaró	2.692	-161,3	calcari
	8. la Bisbal del Penedès	1.360	-225,5	calcari
	9. Tivissa	2.359	-205,4	calcari
Matollar dominat per rebrotadores	10. Garraf	4.594	-210,5	calcari
	11. la Sénia	297	-212,8	calcari
	12. Montcada	914	-176,6	calcari
Alzinars	13. Olvan	24.300	-101,2	calcari
	14. el Figaró	2.692	-149,1	calcari
	15. Gualba	9.049	-210,2	silfícic
Suredes	16. la Jonquera	81	-169,4	silfícic
	17. Llagostera	124	-170,5	silfícic
	18. Breda	9.049	-176,9	silfícic
Pinedes de pinassa	19. Castelltallat	24.300	-160,0	calcari
	20. Serrateix	24.300	-152,2	calcari
	21. Oristà	232	-157,0	calcari
Fageda	22. Santa Fe del Montseny	9.049	-70,9	silfícic

L'efecte del tipus de vegetació, la localitat i el foc sobre les variables que descriuen l'estructura i composició de les comunitats vegetals de cada parcel·la (abundància total de la planta, riquesa d'espècies, diversitat d'espècies i la presència relativa de cada estratègia de regeneració postincendi) es van analitzar mitjançant una test d'anàlisi de la variança (ANOVA) de mesures repetides. En aquestes anàlisis, el tipus de vegetació va ser el factor principal, la localitat es va

considerar com un factor niat dins del tipus de vegetació, i el foc com a variable de mesures repetides per tal d'aparellar cada parcel·la cremada amb la seva corresponent no cremada. Quan hi va haver diferències significatives per al factor principal, es van dur a terme comparacions post-hoc mitjançant la prova de Tukey. El cas de la fageda no es va incloure perquè només es disposava d'una mostra; tot i amb això, els resultats corresponents s'indiquen a les figures.

Resultats

Es van identificar 371 espècies de plantes (el llistat complet a Arnan *et al.*, 2007). El 60,1% dels contactes amb els transectes eren d'espècies rebrotadores, el 23,8% d'espècies germinadores, el 13,5% d'espècies facultatives i el 2,6% d'espècies sense mecanisme de regeneració. Per a cap de les variables que descriuen les comunitats es va registrar efecte del tipus de vegetació, però en tots els casos afectava la localitat. En el cas del foc es va trobar un efecte significatiu en tots els casos menys per a la diversitat, mentre que la interacció tipus de vegetació/foc fou significatiu per a totes tres variables (abundància, riquesa i diversitat), fet que evidencia una resposta regenerativa després del foc diferent segons el tipus de vegetació prèvia (taula 4). L'efecte d'interacció entre el tipus de vegetació i el foc també va ser significatiu en la presència relativa dels diferents grups funcionals; així, les rebrotadores eren molt més presents a les zones no cremades que a les zones cremades, excepte al matollar dominat per germinadores.

Taula 4. Valors d'F i nivell de significació (p) del test ANOVA de mesures repetides per testar els efectes del tipus de vegetació, la localitat i el foc en les variables que descriuen l'estructura i la composició de les comunitats de plantes. En negreta els efectes significatius.

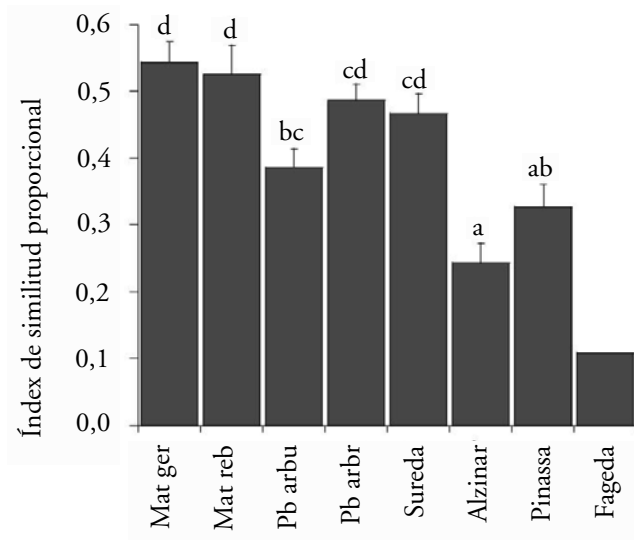
Espècies	Graus de llibertat	Abundància	Riquesa	Diversitat
Tipus de vegetació (TV)	6	F = 0.9 p = 0.527	F = 1.8 p = 0.173	F = 1.3 p = 0.335
Localitat	14	F = 4.9 p < 0.001	F = 7.1 p < 0.001	F = 7.8 p < 0.001
Foc (F)	1	F = 24.9 p < 0.001	F = 5.4 p = 0.023	F = 2.9 p = 0.095
TV × F	6	F = 6.3 p < 0.001	F = 12.6 p = 0.001	F = 5.7 p < 0.001

També l'índex de similitud proporcional va mostrar diferències significatives entre tipus de vegetació (p=0.009). Els valors més grans van ser els dels dos tipus de matollars, i els menors els registrats als boscos de *P. nigra*, *Q. ilex* i *F. sylvatica* que, per tant, mostraven una menor capacitat de recuperació de la vegetació (fig. 4).

De fet, aquest idea es referma pel fet que es va trobar una relació inversa i significativa ($R^2=0.64$, $p<0.0001$) en relacionar mitjançant una regressió la diferència en la cobertura de l'espècie forestal dominant entre àmbit cremat i no

cremat de cada localitat i el corresponent valor mig de l'índex de similitud proporcional. De manera que, a les localitats on la diferència entre l'espècie forestal dominant entre la zona cremada i la no cremada era baixa, la composició de la comunitat de plantes era molt similar, i allà on més diferia la cobertura (com per exemple a les localitats de pinassa) la diferència era major (Arnan *et al.*, 2007).

Figura 4. Mitjanes (\pm desviació estàndard) de l'índex de similitud proporcional de les espècies de plantes entre parcel·les cremades el 1994 i les respectives parcel·les no cremades de cadascun dels tipus de vegetació analitzats. Les diferències significatives entre mitjanes testades mitjançant el test de Tukey (amb $p < 0,05$) es mostren amb lletres minúscules, així quan dues mitjanes no difereixen significativament tenen al menys un lletra en comú, quan són diferents no tenen cap lletra en comú. Abreviatures: matollar dominat per germinadores (Mat ger), matollar dominat per rebrotadores (Mat reb) i boscos de pi blanc amb sotabosc arbustiu (Pb arbu) i amb sotabosc arbori (Pb arbr).



Font: Arnan *et al.*, 2007, modificat

Pregunta 3: La recuperació de les comunitats de formigues després del foc depèn de la recuperació de la vegetació?

Material i mètodes

Per abordar aquesta pregunta vàrem fer dos treballs. En un (Arnan *et al.*, 2006) vàrem utilitzar exactament les mateixes 220 parcel·les que en el treball de l'apartat anterior. En aquest cas es va mostrejar, mitjançant 10 trampes de caiguda per parcel·la, la composició i estructura de la comunitat de formigues de la zona. Per a cada parcel·la es van calcular: l'abundància total de formigues, la riquesa d'es-

pècies, la diversitat, i l'índex de dominància de les dues espècies més abundants. A més a més també es va establir l'abundància i la riquesa d'espècies relativa de cada un dels grups funcionals de formigues definits segons el tipus d'alimentació. La comparació entre les comunitats de cada una de les parcel·les cremades amb la no cremada aparellada es va fer utilitzant l'índex de Jaccard ($IJ = a/(a+b+c)$); on a és el nombre d'espècies presents en ambdues parcel·les, la cremada i la no cremada, b el nombre d'espècies que hi ha només en la parcel·la cremada i c el nombre d'espècies que només són a la parcel·la no cremada).

Taula 5. Valors (mitjana \pm desviació estàndard) de percentatge de cobertura en les diferents localitats i segons tipus de foc. Les localitats estan definides pels anys transcorreguts entre l'incendi i el mostreig (1, 5, 13 i 19 anys, respectivament).

Anys d'ençà el foc	Tipus de foc	Sòl nu (%)	C. herbàcia (%) 0-50 cm	C. arbustiva (%) 50-250 cm	C. arbòria (%) >250 cm
1	no cremat	12,4 \pm 1,3	31,9 \pm 2,8	15,6 \pm 1,9	40,1 \pm 1,1
5	no cremat	12,5 \pm 6,8	19,1 \pm 7,6	22,4 \pm 9,3	36,5 \pm 9,1
13	no cremat	5,6 \pm 2,4	8,4 \pm 3,8	32,0 \pm 12,0	39,2 \pm 11,9
19	no cremat	11,4 \pm 3,7	34,1 \pm 7,6	17,8 \pm 6,7	36,7 \pm 4,6
1	sotabosc	24,2 \pm 3,8	32,3 \pm 4,7	6,3 \pm 2,6	38,1 \pm 3,0
5	sotabosc	20,1 \pm 6,1	39,8 \pm 6,5	5,6 \pm 2,9	32,7 \pm 1,7
13	sotabosc	5,5 \pm 2,2	32,1 \pm 6,5	33,1 \pm 8,3	30,3 \pm 4,3
19	sotabosc	6,9 \pm 3,0	37,2 \pm 6,7	33,5 \pm 3,5	23,4 \pm 4,6
1	capçada	39,3 \pm 12	46,6 \pm 12,5	14,1 \pm 3,4	0 \pm 0
5	capçada	8,6 \pm 6,5	82,4 \pm 9,2	8,9 \pm 2,7	0 \pm 0
13	capçada	15,2 \pm 2,3	30,2 \pm 7,7	48,5 \pm 5,4	6,3 \pm 4,5
19	capçada	5,7 \pm 2,1	44,1 \pm 6,2	34,4 \pm 9,0	15,7 \pm 10,2

Amb el mateix objectiu d'analitzar la recuperació de les comunitats de formigues després del foc, es va realitzar un altre estudi en quatre zones cremades en diferents anys (1980, 1986, 1994 i 1998) i que abans estaven cobertes per boscos de *P. nigra*, una espècie que no es recupera després del foc (Rodrigo i Retana, 2006). El mostreig en aquest cas es va fer situant 4 o 5 transectes per zona i en cada transecte es van situar tres parcel·les, una en la zona no cremada, una altra en una zona cremada amb foc de sotabosc, i la darrera en una zona afectada per foc de capçada. Les tres parcel·les d'un mateix transecte presentaven característiques topogràfiques i geològiques similars. El mostreig de les formigues es va fer el 1999, és a dir: 1, 4, 13 i 19 anys després del foc, depenent de l'indret. Les formigues es van capturar en cada parcel·la amb 15 trapes de caiguda i amb 10 trapes adhesives situades en el tronc dels arbres. A més, en cada una de les parcel·les es va mesurar el percentatge de cobertura arbòria, arbustiva i herbàcia (taula 5). Les variables calculades per caracteritzar la comunitat de formigues per parcel·la van ser les mateixes que al primer treball.

En el primer estudi, les anàlisis estadístiques de les dades de cada parcel·la van ser les equivalents a l'anàlisi de la vegetació descrita a l'anterior apartat. En el segon cas es van analitzar totes les variables calculades per descriure la comunitat de formigues mitjançant un ANOVA de mesures repetides utilitzant com a factor principal la zona estudiada i analitzant com a mesures repetides la severitat de crema. L'índex de Jaccard es va analitzar amb un ANOVA amb la zona com a únic factor. Per a analitzar el paper dels factors ambientals (cobertura dels estrats de vegetació i severitat de crema) en l'abundància de les espècies de formigues es va utilitzar una anàlisi canònica de correspondències.

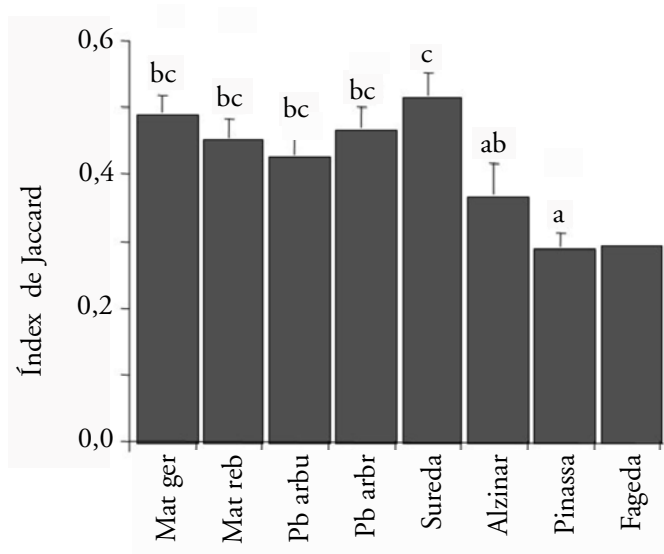
Resultats

En el primer estudi realitzat en les 8 zones amb diferent vegetació es van capturar 49 espècies de formigues de 18 gèneres (Arnan *et al.*, 2006). No es va trobar cap efecte del foc en les variables que descriuen l'estructura de la vegetació, però sí que hi havia un efecte de la interacció entre foc i tipus de vegetació en la diversitat ($p=0.033$) i en la dominància numèrica ($p=0.027$). Es va trobar que el foc modificava la presència relativa dels diferents gremis alimentaris de formigues ($p<0.001$). El percentatge de formigues que s'alimenten de menjar líquid (nèctar i melassa) i de llavors s'incrementen en llocs cremats, mentre que les que mengen insectes abunden més en zones no cremades. En general, les comunitats de formigues en boscos amb una alta resiliència també es recuperen ràpidament després del foc; en canvi les de boscos que no es recuperen després del foc mostren una baixa resiliència, tal com mostren els valors de l'índex de Jaccard (figura 5).

En el cas del treball sobre l'efecte del foc a les comunitats de formigues realitzat als boscos de *P. nigra* es varen identificar 34 espècies corresponents a 16 gèneres (Rodrigo i Retana, 2006). Els resultats suggereixen que el foc no provoca un efecte a nivell global en l'estructura de les comunitats de formigues. Tanmateix es va trobar una interacció entre foc i temps transcorregut des de l'incendi en l'abundància relativa d'espècies rares ($p=0.044$); entre 4 i 13 anys després del foc, el nombre d'espècies rares era major en les zones cremades per foc de capçada, fet que suggereix un efecte positiu dels focs recurrents per a aquestes espècies. Els resultats de l'anàlisi canònica de correspondències mostra la relació entre les diferents variables del tipus de foc i d'estructura de la vegetació amb les diferents espècies de formigues, el que permet identificar-ne quatre grups (figura 6). La major part d'espècies (grups 2 i 3) són poc sensibles tant als efectes del foc com a diferències en la cobertura vegetal. En canvi, hi ha un grup de formigues que s'alimenten sobretot de llavors (grup 1) que es relacionen amb foc de capçada i per tant amb una menor cobertura arbòria. Contràriament, hi ha un altre grup de formigues (grup 3) que s'alimenta de menjar líquid (especialment melassa dels pugons), i que es relaciona principalment amb zones amb alta cobertura arbòria, incloent-hi les zones de foc de sotabosc. Aquest resultat suggereix que el que més afecta a les comunitats de formigues no sembla ser la temperatura del foc com a tal, sinó els canvis que

provoca en l'estructura de la vegetació. Resulta molt rellevant la poca incidència que té el temps des del foc en l'estructura de la comunitat, cosa que indica que en els cas dels boscos de *P. nigra*, on l'espècie principal desapareix després del foc, les comunitats de formigues tampoc es recuperen a mig termini, especialment si no hi ha una recuperació de l'estructura arbòria.

Figura 5. Mitjanes (\pm desviació estàndard) de l'índex de Jaccard de les espècies de formigues entre parcel·les cremades el 1994 i les respectives parcel·les no cremades de cadascun dels tipus de vegetació analitzats. Les diferències significatives entre mitjanes testades mitjançant el test de Tukey (amb $p < 0,05$) es mostren amb lletres minúscules (fig. 4). Les abreviatures són les de la figura 4.



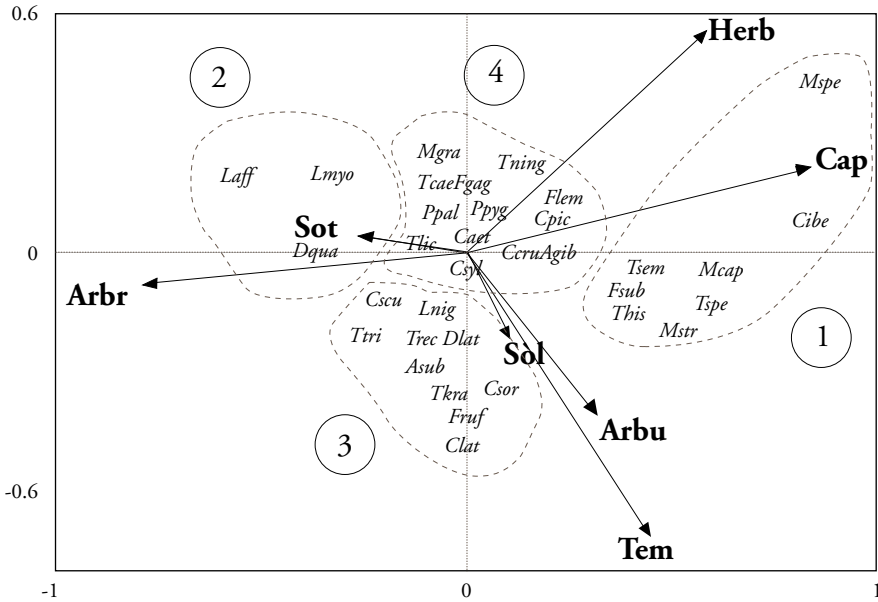
Font: Arnan *et al.*, 2006, modificat

Discussió i conclusions

Regeneració postincendi de les comunitats de plantes i formigues dels boscos mediterranis

Els resultats obtinguts al primer treball indiquen que els tipus de boscos amb una resiliència alta són els dominats per espècies arbòries rebrotadores (*Q. ilex*, *Q. cerrioides* i *Q. suber*) o amb un eficient reclutament de plàntules postincendi (*P. halepensis* i *P. pinaster*). No obstant això, aquest patró de recuperació no és general, ja que solament 7 dels 16 tipus de boscos analitzats mostren una probabilitat superior al 50 % de manteniment del mateix tipus de bosc que hi havia abans de l'incendi (figura 2).

Figura 6. Representació de les espècies de formigues (en cursiva) i les variables relacionades amb el foc i amb l'estructura de la vegetació, en els dos primers eixos de l'anàlisi canònica de correspondències calculat amb les dades de presència de les espècies de formigues en les diferents parcel·les mostrejades. Les línies discontinües agrupen les espècies en quatre tipus definits amb mètodes de classificació automàtica.



Abreviatures de les espècies: *Agib* (*Aphaenogaster gibbosa*), *Asub* (*Aphaenogaster subterranea*), *Caet* (*Camponotus aethiops*), *Cru* (*Camponotus cruentatus*), *Clat* (*Camponotus lateralis*), *Cpic* (*Camponotus piceus*), *Csyl* (*Camponotus sylvaticus*), *Cibe* (*Cataglyphis iberica*), *Csor* (*Crematogaster sordidula*), *Cscu* (*Crematogaster scutellaris*), *Dlat* (*Diplorhoptrum latro*), *Dqua* (*Dolichoderus quadripunctatus*), *Fgag* (*Formica gagates*), *Flem* (*Formica lemani*), *Fruf* (*Formica rufibarbis*), *Fsub* (*Formica subrufa*), *Laff* (*Lasius affinis*), *Lmyo* (*Lasius myops*), *Lnig* (*Lasius niger*), *Tkra* (*Temnothorax krausseii*), *Tlic* (*Temnothorax lichtensteini*), *Trec* (*Temnothorax recedens*), *Tspe* (*Temnothorax specularis*), *Ttri* (*Temnothorax tristis*), *Mcap* (*Messor capitatus*), *Mstr* (*Messor structor*), *Mgra* (*Myrmecina graminicola*), *Mspe* (*Myrmica speciosoides*), *Ppig* (*Plagiolepis pygmaea*), *Ppal* (*Pheidole pallidula*), *Tnig* (*Tapinoma nigerrimum*), *Tcas* (*Tetramorium caespitum*), *This* (*Tetramorium hispanicum*), *Tsem* (*Tetramorium semilaeve*). Abreviatures dels diferents factors: Cap (foc de capçada), Sot (foc de sotabosc), Tem (temps transcorregut d'ençà el foc), Arbr (% cobertura arbòria), Arbu (% cobertura arbustiva), Herb (% cobertura arbòria), Sòl (% sòl nu).

Font: Rodrigo i Retana, 2006, modificat

De fet, tant els boscos monoespècífics com mixts de *P. nigra*, *P. sylvestris* i *P. pinea* mostren una estabilitat baixa o nul·la després d'incendi i, en canvi, moltes possibilitats de canviar a boscos dominats per *Quercus* o matollars. Per tant, la regeneració després de l'incendi de molts d'aquests tipus de boscos no poden ser interpretats com un procés de regeneració directa o autosuccessió, ja que l'estructura i la composició dels tipus de bosc sorgits després de l'incendi són diferents als que hi havia abans de la perturbació.

La resiliència de *P. halepensis* i *P. pinaster* depèn en gran mesura de la seva gran capacitat d'establiment de plàntules després del foc, gràcies a que formen un banc permanent de llavors de copa, protegint-les en pinyes seròtines que les preserven de les altes temperatures i s'obren en acabat el foc (Saracino *et al.*, 1993; Daskalidou i Thanos, 1996; Habrouk, 1999; Moya *et al.*, 2008). No obstant això, existeix una gran variabilitat en la germinació d'aquestes espècies entre parcel·les, fet que explica l'alta probabilitat de canvi d'aquests boscos mixts. L'absència total de *P. nigra* i *P. sylvestris* després del foc és conseqüència de la molt baixa densitat de plàntules establertes després de l'incendi. Aquests pins no tenen pinyes seròtines i, a més, es dispersen i germinen a la primavera, de manera que els incendis d'estiu –els més comuns al Mediterrani– cremen les plàntules (Retana *et al.*, 2002; Saracino *et al.*, 1993). En el cas de *P. pinea* la seva baixa capacitat de resiliència no és només a causa el baix establiment postincendi de plàntules, sinó també per una alta mortalitat d'aquestes plàntules en els primers anys després del foc (Rodrigo *et al.*, 2007). La gran estabilitat de les tres espècies de *Quercus* és deguda a la seva capacitat de rebrotar després del foc (Pausas, 1997; Espelta *et al.*, 2003).

La diferent capacitat de regeneració de les espècies forestals dominants també ha determinat fortament la capacitat de regeneració després del foc de les comunitats de plantes. Així, com veiem al segon treball presentat, la regeneració és superior quan s'incrementa la recuperació de l'espècie d'arbre o arbust dominant. Per altra banda, la recuperació també és superior a les localitats on hi ha major abundància d'espècies germinadores en la comunitat preincendi, probablement a causa de la seva gran capacitat de germinació, però també al fet que tenen major taxes de creixement i reproducció (Bellingham i Sparrow, 2000; Pausas *et al.*, 2004, Pausas i Verdú, 2005) que les rebrotadores, que tanmateix tenen major tolerància a la competència.

El foc no sembla produir grans canvis ni en l'abundància ni en la riquesa d'espècies de formigues de manera global, coincidint amb el que passa en altres sistemes (Andersen, 1991; Andrew *et al.*, 2000), probablement perquè sobreviuen al foc amagades als nius (Andersen i Yen, 1985). Tanmateix, a l'igual que amb la vegetació, la composició de les comunitats de formigues sí que varia; a més, semblen tenir una recuperació postincendi fortament marcada per la recuperació de la vegetació i en especial de les espècies dominants. Això és així perquè el restabliment de la mateixa cobertura implica la recuperació dels recursos alimentaris i de la disponibilitat de microhàbitats per a les formigues; en canvi, la pèrdua d'aquesta cobertura (i per tant també dels recursos associats) pot modificar l'estructura de les comunitats de formigues de les zones cremades (Andersen, 1988; Niemelä *et al.*, 1996). Però a més, en el cas dels boscos de *P. nigra*, on el canvi en l'estructura forestal és més clar perquè la recuperació d'aquest pi és pràcticament nul·la, sembla que la diferenciació entre les comunitats de formigues de les zones cremades i les no cremades es manté a mitjà termini.

Aquesta diferenciació en la composició de la comunitat entre zones cremades i no cremades pot implicar que la major riquesa d'espècies a nivell regional s'obtindrà en un mosaic de zones cremades i no cremades. Amb tot, si es produeixen incendis de grans dimensions i amb certa freqüència en regions dominades per boscos de *P. nigra*, les espècies pròpies del bosc podrien veure dràsticament reduïda la seva abundància.

Implicacions dels resultats en la gestió de les zones cremades

En les últimes dècades, el nombre i la superfície cremada per incendis relacionats amb les activitats humanes ha augmentat considerablement en la conca mediterrània (Piñol *et al.*, 1998; Pausas *et al.*, 2008) i ha arribat a ser un factor molt important en el paisatge i en la distribució de les espècies forestals (Naveh, 1994; Blondel i Aronson, 1995). En aquesta regió, el foc pot tenir dos papers oposats. D'una banda, els focs de dimensions petites o moderades, que probablement es produeixen en zones forestals homogènies, tendeixen a incrementar l'heterogeneïtat del paisatge (Lloret *et al.*, 2002). Per contra, en els grans incendis, diferents tipus de bosc es poden veure afectats per un mateix foc. En aquest cas, atès que no tots els boscos són capaços de recuperar-se després del foc, la diversitat del mosaic forestal obtingut anys després de la pertorbació es reduirà en proporció a la presència de boscos poc resilient que hi havia abans del foc. Cal afegir-hi el fet que la no recuperació afectarà també les comunitats de plantes i formigues, i possiblement a d'altres organismes (Niemelä *et al.*, 1996; Brotons *et al.*, 2005; Saint-Germain *et al.*, 2005; Morretti *et al.*, 2004; Rodrigo *et al.*, 2008). Per tant, un escenari d'increment de grans incendis en el Mediterrani, especialment en zones submediterrànies on es distribueixen els boscos amb menys capacitat de regeneració després del foc (Pausas *et al.*, 2008), produiria una major homogeneïtzació del paisatge forestal i un augment de comunitats arbustives i herbàcies en les zones dominades per boscos de pins sense capacitat de regeneració.

El resultat més rellevant d'aquests estudis suggereixen que cal revisar la idea tradicional que l'autosuccessió de les comunitats de plantes i animals mediterrànies després del foc és un mecanisme que ha protegit els ecosistemes mediterranis de l'impacte humà durant mil·lennis, atès que diversos boscos mediterranis canvien considerablement amb el foc. Considerant l'alta biodiversitat de la conca Mediterrània —que justifica que sigui prioritària la seva conservació a escala mundial (Myers *et al.*, 2000)— la incapacitat de regeneració postincendi mostrada per algunes espècies forestals sota l'actual règim de focs podria tenir conseqüències importants en la pèrdua de diversitat. I aquesta pèrdua no només afectaria a espècies d'arbres sinó, com s'ha vist, també a altres espècies de plantes o animals afectats per canvis a escala de comunitat. Aquestes evidències plantegen la necessitat de reconsiderar la gestió dels boscos cremats, assumint la possibilitat real que certes espècies o comunitats no es recuperin després d'un incendi.

Bibliografia

- ANDERSEN, A. N.; YEN, A. L. (1985). "Immediate effects of fire on ants in the semi-arid mallee region of northwestern Victoria". *Australian Journal of Ecology*, núm. 10, p. 25-30.
- ANDERSEN, A. N. (1991). "Responses of ground-foraging ant communities to 3 experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia". *Biotropica*, núm. 23(4), p. 575-585.
- (1995). "A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance". *Journal of Biogeography*, núm. 22, p. 15-29.
- ANDREW, N.; RODGERSON, L.; YORK, A. (2000). "Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity". *Austral Ecology*, núm. 25, p. 99-107.
- ARIATNOUTSOU, M.; NE'EMAN, G. (2000). "Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the east Mediterranean Basin". A: NE'EMAN, G. i TRABAUD, L. [eds.]. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Leiden: Backhuys Publishers, p. 269-290.
- ARNAN, X.; RODRIGO, A.; RETANA, J. (2006). "Post-fire recovery of mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients". *Journal of Biogeography*, núm. 33, p. 1246-1258.
- (2007). "Post-fire regeneration of Mediterranean plant communities at a regional scale is dependent on vegetation type and dryness". *Journal of Vegetation Science*, núm. 18, p. 111-122.
- BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. (2000). "Resprouting as a life history strategy in woody plant communities". *Oikos*, núm. 89, p. 409-416.
- BERNARD, F. (1983). *Les fourmis et leur milieu en France méditerranéenne*. Paris: Editions Lechevalier.
- BLONDEL, J.; ARONSON, J. (1995). "Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean Basin: human and non-human determinants". A: DAVIS, G. W. i RICHARDSON, D. M. [eds.]. *Mediterranean-type ecosystems. The function of biodiversity*. Berlin: Springer-Verlag, p. 43-105.
- BROTONS, L.; PONS, P.; HERRANDO, S. (2005). "Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire?". *Journal of Biogeography*, núm. 32(5), p. 789-798.
- DASKALAKOU, E.N.; THANOS, C.A. (1996). "Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks". *International Journal of Wildland Fire*, núm. 6, p. 77-78.
- ESPELTA, J.M.; RETANA, J.; HABROUK, A. (2003). "Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites". *Forest Ecology and Management*, núm. 179, p. 401-414.
- FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, M. M.; SALGADO-COSTAS, J. M. (2004). "Recolonization of a burnt pine forest (*Pinus pinaster*) by Carabidae (Coleoptera)". *European Journal of Soil Biology*, núm. 40, p. 47-53.
- FOLGARAIT, P. J. (1998). "Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review". *Biodiversity and Conservation*, núm. 7, p. 1221-1244.

- HABROUK, A.; RETANA, J.; ESPELTA, J. M. (1999). "Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires". *Plant Ecology*, núm. 145, p. 91-99.
- HANES, T. (1971). "Succession after fire in the chaparral of southern California". *Ecological Monographs*, núm. 41, p. 27-42.
- HODGKINSON, K.C. (1998). "Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies". *Oecologia*, núm. 115, p. 64-72.
- HOLLIDAY, N. J. (1991). "The carabid fauna (Coleoptera Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages". *Canadian Journal of Zoology*, núm. 70, p. 440-452.
- JACKSON, G. P.; FOX, B.J. (1996). "Comparison of regeneration following burning, clearing or mineral sand mining at Tomago, NSW: II. Succession of ant assemblages in a coastal forest". *Australian Journal of Ecology*, núm. 21, p. 200-216.
- LE HOUÉROU, H. N. (1987). "Vegetation wildfires in the Mediterranean basin: evolution and trends". *Ecological Mediterranea*, núm. 13, p. 13-24.
- LLORET, F. (1998). "Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain". *Journal of Vegetation Science*, núm. 9, p. 417-430.
- LLORET, F.; CALVO, E.; PONS, X.; DÍAZ-DELGADO, R. (2002). "Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula". *Landscape Ecology*, núm. 17, p. 745-759.
- LÓPEZ-SORIA, L.C.; CASTELL, C. (1992). "Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species". *Oecologia*, núm. 91, p. 493-499.
- MORETTI, M.; OBRIST, M.K.; DUELLI, P.(2004). "Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps". *Ecography*, núm. 27, p. 173-186.
- MOYA, D.; ESPELTA, J. M.; LÓPEZ-SERRANO, F.R.; EUGENIO, M.; DE LAS HERAS, J. (2008). "Natural post-fire dynamics and serotiny in 10-year-old *Pinus halepensis* Mill. stands along a geographic gradient". *International Journal of Wildland Fire*, núm. 17, p. 287-292.
- MYERS, N.; MITTMERMEIER, R. A.; MITTMERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G.; KENT, J. (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, núm. 403, p. 853-858.
- NAVEH, Z. (1994). "The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes". A: MORENO, J. M. I OECHEL W.C. [eds.]. *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*. New-York: Springer-Verlag, p. 163-186.
- NIEMELÄ, J.; HAILA, Y.; PUNTTILA, P. (1996). "The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient". *Ecography*, núm. 19, p. 352-368.
- PAUSAS, J. G. (1997). "Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire". *Journal of Vegetation Science*, núm. 8, p. 703-706.
- PAUSAS, J. G.; BRADSTOCK, R.A.; KEITH, D. A.; KEELEY, J. E; the GCTE (Global Change of Terrestrial Ecosystems) Fire Network (2004). "Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems". *Ecology*, núm. 85, p. 1085-1100.
- PAUSAS, J. G.; VERDÚ, M. (2005). "Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach". *Oikos*, núm. 109(1), p. 196-202.
- PAUSAS, J. G.; LLOVET, J.; RODRIGO, A.; VALLEJO, R. (2008). "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review". *International Journal of Wildland Fire*, núm. 17, p. 713-723.

- PERRAKIS, D. D. B.; AGEE, J. K. (2006). "Seasonal fire effects on mixed-conifer forest structure and ponderosa pine resin properties". *Canadian Journal of Forest research*, núm. 36, p. 238-254.
- PIÑOL, J.; TERRADAS, J.; LLORET, F. (1998). "Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain". *Climate Change*, núm. 38, p. 345-357.
- PIUSSI, P. (1992). "Environmental changes in forests. Examples from the south of Europe". A: TELLER, A; MATHY, P; JEFFERS, J. N. R. [eds.]. *Responses of forest ecosystems to environmental changes*. Londres: Elsevier Applied Science, p. 298-309.
- RETANA, J.; ESPELTA, J. M.; HABROUK, A.; ORDÓÑEZ, J. L.; SOLÀ-MORALES, F. (2002). "Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in NE Spain". *Ecoscience*, núm. 9, p. 89-97.
- RIERA, J.; CASTELL, C. (1997). "Efectes dels incendis forestals recurrents sobre la distribució de dues espècies del Parc Natural del Garraf: el pi blanc (*Pinus halepensis*): i la savina (*Juniperus phoenicea*)". *Butlletí de la Institució Catalana de Història Natural*, núm. 65, p. 105-116.
- RODRIGO, A.; RETANA, J. (2006). "Post-fire recovery of ant communities in Submediterranean *Pinus nigra* forests". *Ecography*, núm. 29, p. 231-239.
- RODRIGO, A.; RETANA, J.; PICÓ, X. (2004). "Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires". *Ecology*, núm. 85, p. 716-729.
- RODRIGO, A.; QUINTANA, V.; RETANA, J. (2007). "Fire reduces *Pinus pinea* distribution in the northeastern Iberian Peninsula". *Ecoscience*, núm. 14, p. 23-30.
- RODRIGO, A.; SARDÀ-PALOMERA, F.; RETANA, J.; BOSCH, J. (2008). "Changes of dominant ground beetles in black pine forests with fire severity and successional age". *Ecoscience*, núm. 15, p. 442-452.
- SARACINO, A.; LEONE, V.; DE NATALE, F. (1993). "Permanent plots for the study of natural regeneration after fire of *Pinus halepensis* Milkler in dunal environment". *Annali di Botanica*, núm. 51, p. 209-217.
- TRABAUD, L. (1987). *The Role of fire in Ecological Systems*. La Haia: SPB Academic.
- (1994). "Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems". A: MORENO, J. M.; OECHEL, W. C. [eds.]: New-York: Springer-Verlag, p. 1-15.
- TRABAUD, L.; LEPART, J. (1980). "Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire". *Vegetatio*, núm. 43, p. 49-57.
- WHELAN, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge: Cambridge University Press.
- YORK, A. (2000). "Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal black butt forests of southeastern Australia". *Austral Ecology*, núm. 25, p. 83-98.