

EFECTES DELS INCENDIS FORESTALS SOBRE LES COMUNITATS DE FORMIGUES

OLGA BOET
XAVIER ARNAN
ANSELM RODRIGO

LA IMPORTÀNCIA DELS INCENDIS FORESTALS A LA CONCA MEDITERRÀNIA

En les zones de clima mediterrani, on l'estació més eixuta és a la vegada la més calorosa, els focs es produeixen de manera natural amb una certa freqüència. En el cas de la conca mediterrània, hi ha hagut focs des d'abans de l'aparició de l'home. Amb aquest, el medi ha anat patint modificacions paral·lelament al progrés de les societats humanes, que s'han anat acumulant i donant lloc a un paisatge modificat per l'home durant centenars d'anys. Alguns d'aquests canvis en l'ambient, juntament amb el comportament de la gent, han provocat un augmentat de la probabilitat d'ignició.

Actualment, els focs cremen més de 600.000 ha de bosc i matolls l'any a la conca mediterrània (Espelta *et al.* 2002). En els darrers anys s'ha observat una tendència d'augment del nombre de focs per any, acompanyada de l'increment del nombre de grans incendis; és a dir, hi ha més incendis que afecten majors extensions de terreny (Moreno *et al.* 1998, Salvador *et al.* 2000). En el cas de Catalunya, durant el període 1975-1999, només un 0,4% del total d'incendis va representar un 75,1% de la superfície cremada (Terradas *et al.* 1996).

Paral·lelament a l'augment dels incendis, en els darrers temps s'ha constatat en el llevat de la península Ibèrica una major afectació pel foc de zones no estrictament mediterrànies, fins a cert punt poc propenses als incendis. La proporció d'hectàrees cremades en zones mediterrànies a Catalunya ha disminuït des del 72,7% als anys setanta i el 75,3% als vuitanta fins al 64,5% als anys noranta, mentre que el percentatge de superfície afectada en zones més submediterrànies ha augmentat des d'un 26,0% als setanta i un 23,8% als vuitanta fins a un 35,3% a la dècada dels noranta, segons dades procedents de la cartografia històrica de focs a Catalunya (1975-1998) elaborada per Salvador *et al.* (2000) i de l'*Atlas climàtic de Catalunya* (ICC 1996).

Els incendis forestals poden ser molt diferents segons les seves característiques: la intensitat, la freqüència i la recurrència (entesa com el període de temps entre dos incendis a la mateixa zona), i també la dimensió de l'incendi i la forma de l'àrea afectada, que determinen la distància de cada punt a la zona no cremada. Tots aquests factors, juntament amb els de caire més biòtic (tipus de vegetació afectada, època de l'any, estat de les poblacions...), fan que els efectes siguin molt diversos. Els efectes dels incendis forestals tenen repercussions en els diferents compartiments dels ecosistemes. Així, alteren els flu-

xos hidrològics per una disminució de la capacitat de retenció d'aigua del sòl i, en conseqüència, un augment de l'escorriment superficial. També modifiquen les propietats físiques i químiques del sòl, perquè provoquen, entre altres efectes, un augment de l'erosió i una pèrdua global de nutrients (Alcañiz *et al.* 1996, Àvila 1996, Ferran *et al.* 1992).

Els grans incendis també generen canvis sobre el paisatge, de manera que després del foc aquest esdevé homogeni, perquè es destrueix la vegetació independentment de la composició, l'edat i la densitat. La regeneració post-incendi, però, és heterogènia: varia en funció de les característiques físiques (microclima, recurrència d'incendis, pendents i orientacions de cada indret), químiques (nutrients, reserves hídriques, etc.) i biològiques (fauna edàfica, presència o absència de pasturatge, recuperació dels animals vectors, etc.) de cada zona. Per altra banda, en les zones cremades sovint es produeixen canvis en els usos del sòl, relacionats amb diferents variables socioeconòmiques. Així, pot passar de ser forestal (pèrdua de la massa forestal) a ser una zona de pastura o de conreu, o bé deixar de tenir cap mena d'aprofitament, com va ser el cas del gran incendi del Bages-Berguedà de 1994 (Espelta *et al.* 2002). Això comporta pèrdues econòmiques greus (impossibilitat de fer tales i d'obtenir productes del bosc, per exemple) i un abandonament de la gestió d'aquests espais. També cal considerar les pèrdues de vides humanes, com també de les possibilitats socials, lúdiques i educatives que ofereixen els boscos.

Els efectes del foc sobre la fauna tenen lloc en dos moments diferents: el primer, mentre crema l'incendi que provoca directament la mort d'individus o els deixa malferits, a més de destruir el seu hàbitat. El segon és després de l'incendi, quan els animals es troben en unes condicions ambientals diferents, amb hàbitats més oberts i menys recursos tròfics, encara que hi pot haver un increment d'alguns tipus d'aliment, com ara les llavors i els brots tendres (Castell, 1996).

LA RESPOSTA DE LA VEGETACIÓ I LA FAUNA ALS INCENDIS FORESTALS

Els efectes de l'incendi i la posterior resposta de la vegetació i la fauna depenen en gran manera de l'època en què ha tingut lloc l'incendi (primavera, estiu, hivern o tardor), de les condicions de després de l'incendi (disponibilitat d'aigua, temperatures, recobriment de la vegetació, etc.) i del temps transcorregut des d'aquest.

La composició de les espècies també té un paper important a causa de les característiques d'aquestes. En les zones mediterrànies, la distribució actual de les espècies està condicionada pel foc: segons els mecanismes de resposta que presenten, es troben en zones de grans incendis. Els mecanismes de resposta a

curt termini que presenten moltes espècies mediterrànies permeten que l'equilibri de l'ecosistema original es restitueixi ràpidament després de l'incendi. Així doncs, es considera que els ecosistemes mediterranis tenen una elevada resiliència al foc (Ariatnoutsou 1998, Trabaud 1987, Ojeda *et al.* 1996).

El procés de regeneració de les comunitats vegetals i animals té lloc gràcies a dos mecanismes que poden presentar les espècies.

1. Per resistència a l'incendi. La vegetació pot presentar resistència al foc gràcies a estructures subterrànies amb capacitat rebrotadora com en el cas de l'alzina (*Quercus ilex*), l'arboç (*Arbutus unedo*), el bruc d'hivern (*Erica multiflora*), el garric (*Q. coccifera*) i el llentiscle (*Pistacea lentiscus*), entre moltes altres espècies. La rebrotada també pot ser des d'estructures aèries, que es dona en espècies com la surera (*Q. suber*). Un altre mecanisme de resistència per part de les plantes és el que presenten les llavors de certes espècies que resisteixen el foc romanent a la capçada de l'arbre o bé enterrades al sòl. El pi blanc (*Pinus halepensis*) i el pi pinastre (*P. pinaster*) són exemples del primer cas, i les estepes (*Cistus sp.*), el romaní (*Rosmarinus officinalis*) i la gatosa (*Ulex parviflorus*), del segon. La resistència que presenta la fauna ve determinada pel lloc on es troben els individus durant l'incendi i per la mobilitat dels animals. Molts invertebrats s'escapen dels efectes dels incendis enterrats al sòl, mentre que els animals amb més mobilitat, com les aus i els grans mamífers, fugen a zones properes.

2. Per recolonitzacions. És a dir, per l'arribada de nous individus a la zona després de l'incendi. En el cas de les plantes té lloc a partir de la propagació de llavors des de zones no cremades. Quan es tracta d'una espècie no resistent al foc, llavors la seva presència depèn exclusivament de l'èxit en la dispersió de les llavors. La recolonització de la fauna té lloc per l'arribada de nous individus, joves o adults, que troben les condicions adequades per establir-s'hi. Les dimensions de l'àrea de l'incendi i la presència d'illes de vegetació no cremades dins d'aquesta són factors que afecten de manera notòria aquest procés de colonització.

RECUPERACIÓ DE LES COMUNITATS DE FORMIGUES DESPRÉS DEL FOC

Perquè el sistema es recuperi, a banda dels mecanismes de resposta i colonització que presenten les espècies, cal que aquestes trobin unes condi-

cions ambientals postincendi adequades per viure-hi (Castell, 1996). La fauna es pot considerar un indicador general en el procés de recuperació dels espais cremats (Arrizabalaga i Llimona 1996). Les formigues es consideren bons indicadors de biodiversitat (Andersen, 1997) i s'utilitzen per avaluar els canvis ecològics, ja que les seves respostes es correlacionen amb les d'altres grups animals (Majer, 1983). En el procés de recuperació del sistema després d'un incendi, la variació de l'abundància de formigues és una estimació excel·lent de la variació de l'abundància dels invertebrats del sòl (Abel i Pons, 1998).

Les formigues presenten ambdós mecanismes de resposta al foc mencionats anteriorment: d'una banda hi ha espècies de formigues que mostren una alta capacitat de resistir els efectes del foc romanent a certa profunditat del sòl mentre dura l'incendi, i així eviten les altes temperatures letals. De l'altra, hi ha espècies amb una alta capacitat de dispersió pel que fa als individus sexuals alats, que poden recórrer distàncies considerables i recolonitzar la zona cremada.

Els estudis dels efectes del foc sobre les comunitats de formigues indiquen que en algunes situacions (Jackson i Fox 1996) les comunitats de formigues mostren un augment en la riquesa i l'abundància de les espècies després del foc, mentre que en altres l'abundància de formigues disminueix (Andersen 1991a, York 1994). Això depèn, en gran part, de la comunitat de formigues que existia abans de l'incendi (molt relacionada amb la comunitat vegetal que hi havia) i de la recuperació de la cobertura vegetal després de l'incendi.

INTERACCIÓ DE VEGETACIÓ I FAUNA: EL CAS DE LES FORMIGUES

A banda dels factors abiòtics, la recuperació de les comunitats vegetals i les animals no són processos independents sinó que depenen també de la interacció entre elles (Arrizabalaga i Llimona 1996). En general es considera que té una gran importància la relació entre les característiques de l'hàbitat i la comunitat faunística que hi viu. Per això és lògic pensar que a mesura que avança la successió de la vegetació, la comunitat faunística anirà canviant paral·lelament. Al seu torn, aquests canvis repercuteixen en la successió de la vegetació.

Els ocells, per exemple, segueixen els seus patrons de colonització de l'espai incendiat. Primer apareixen els ocells típicament mediterranis, ja que són espècies d'espais oberts i, a més, se'ls afavoreix si es fa la retirada d'arbres morts. En canvi, els ocells de bosc apareixeran més tard, i poden mantenir els seus territoris amb més facilitat si es deixen els arbres morts dempeus (Arrizabalaga and Llimona 1996). La vegetació ofereix aliment i refugi a les aus, i les aus granívores són agents depredadors o dispersadors de llavors.

En el cas dels insectes, al llarg de la successió natural de la comunitat de plantes des d'un camp obert a un bosc, la variació de la diversitat d'espècies (*Coleoptera* i *xinxes Heteroptera*) ve determinada pels atributs estructurals dels diferents hàbitats al llarg de la successió. Al principi de la successió, tant la diversitats de plantes com la d'insectes creixen, però més endavant la diversitat de plantes disminueix notablement. En canvi, la diversitat d'insectes només minva lleugerament i després es va mantenint gràcies a la diversitat estructural de la vegetació per sobre del nivell del terra (Brown 1991).

En el cas concret de les formigues, val a dir que la interacció amb les plantes és molt variada. Igual que a les aus, les plantes ofereixen a les formigues aliment i refugi. Les formigues, però, tenen un paper important com a depredadores o dispersadores de llavors en la regió mediterrània, encara que també poden actuar com a agents defensius de la planta o com a pol·linitzadores.

La dispersió de les llavors per les formigues es pot dur a terme per mitjà d'espècies granívores que recullen i transporten les llavors fins al niu, on posteriorment les mengen. Però hi ha una part d'aquestes llavors que no es consumeix, bé per oblit o bé perquè les dipositen per error fora del niu. Aquest cas de dispersió s'anomena diszoocoria i les llavors transportades poden ser de moltes espècies de plantes diferents. Un altre mecanisme de dispersió és la mirmecocòria, portada a terme per formigues no granívores. Aquestes transporten les llavors que tenen un apèndix, l'elaiosoma, que resulta atractiu per les formigues, perquè és ric en àcids grassos i simula el contingut nutritiu d'un insecte. Aquesta part de la llavor es consumeix i la resta és abandonada, cosa que en permet la germinació

Així doncs, les formigues són importants agents reguladors de la recuperació vegetal, ja que la depredació de les llavors té una importància notòria en el fracàs de la regeneració per germinació de moltes plantes. Les formigues, però, no són els únics animals depredadors de llavors. Els rosegadors i les aus també fan un paper important en la disminució d'aquest recurs, especialment important en les zones afectades per grans incendis (Ordoñez 2002). Estudis de recuperació de boscos de pinassa (*Pinus nigra*) afectats per grans incendis al Bages i al Berguedà assenyalen que les formigues, les aus i els rosegadors presenten taxes elevades de depredació de llavors. Les formigues tenen més incidència en la depredació de les llavors, després els rosegadors i per últim les aus. Aquesta relació és independent dels anys transcorreguts des de l'incendi (Ordoñez 2002).

Altrament, la recuperació de l'estructura de la vegetació també té un pes important en la comunitat de formigues. En les comunitats mediterrànies terrestres els requeriments per sortir a explorar de les espècies dominants no són els típics d'altres formigues: les espècies que són dominants en cas de conflicte per una presa no són tolerants a les altes temperatures; mentre que les

espècies subordinades (davant d'aquest conflicte) toleren les altes temperatures, és a dir, poden estar actives en un rang més ampli de temperatures (Cerdà *et al.* 1997, 1998a, 1998b). Així, en àrees amb cobertura vegetal alta, les espècies dominants són beneficiades per unes temperatures més baixes, que els permeten tenir períodes més llargs d'activitat que en zones obertes i assolades. D'aquesta manera, als matollars i als boscos les espècies dominants són molt més abundants, i les interaccions competitives apareixen per ser la força major d'estructuració; en canvi, en àrees obertes es regulen principalment per les variacions de la temperatura (Retana i Cerdà 2000).

Recuperació de les comunitats de formigues després de l'incendi del 1994 a Gualba

L'objectiu d'aquest treball és valorar la capacitat de recuperació de les comunitats de formigues presents en tres tipus de bosc (alzinar, sureda i fageda) afectats pel gran incendi de l'estiu de 1994 que va començar a Gualba i va afectar part del PN del Montseny (Fig. 1) Aquesta capacitat de recuperació s'analitza en base a: 1) la recuperació de l'abundància de formigues, 2) el nombre d'espècies, i 3) la composició d'espècies de la comunitat.

L'àrea d'estudi es va centrar en zones cremades en l'incendi de 1994 que afectà els termes municipals de Gualba, Riells i Viabrea, Breda, Sant Feliu de Buixalleu, Massanes, Riudarenes i Santa Coloma de Farners (41º 43'-41º 52' N; 2º 29'-2º 47' E). Aquest incendi va cremar l'agost de 1994, amb un total de 6,125 hectàrees afectades en una zona coberta principalment per boscos mixtos o purs d'alzina (*Quercus ilex*) i sureda (*Q. suber*); amb menor extensió, va afectar també boscos de faig (*F. sylvatica*), pi pinyer (*Pinus pinea*) i pi pinastre



Bosc cremat on es va dur a terme el mostreig

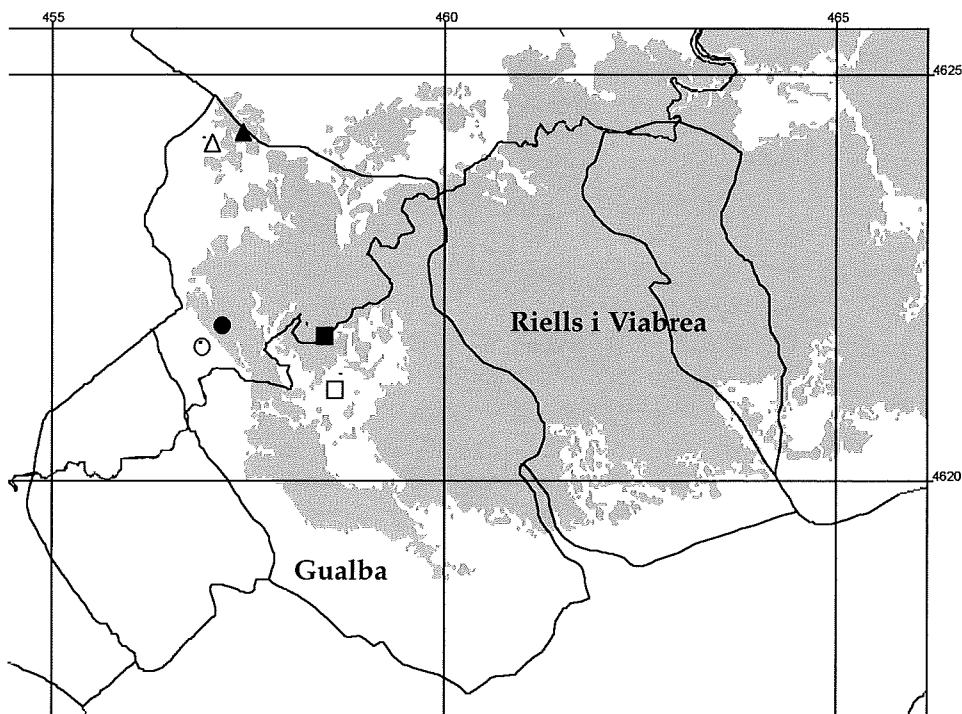
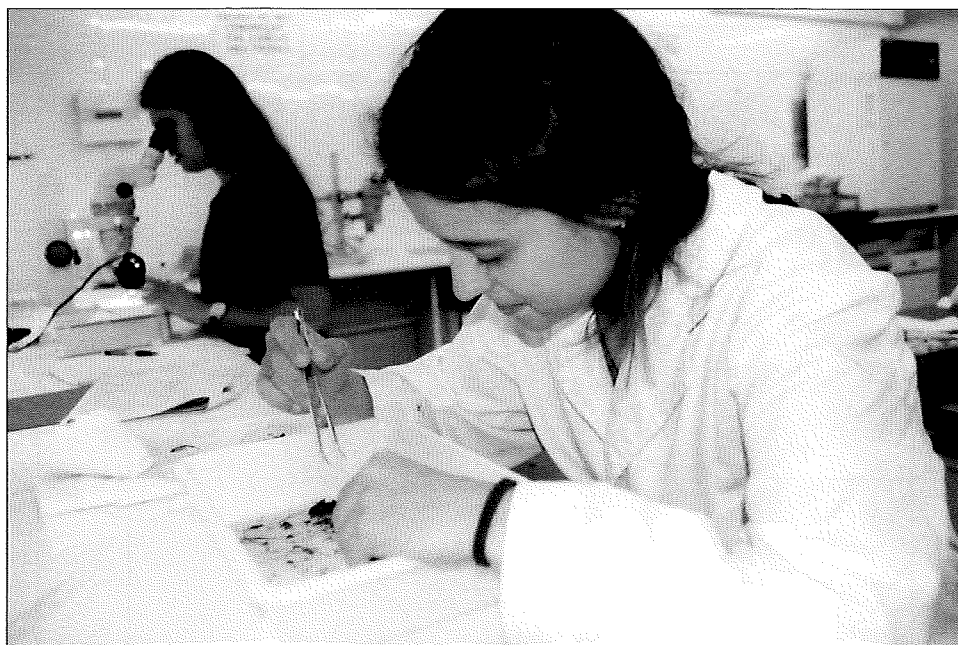


Fig. 1. Mapa de situació de l'àrea d'estudi, indicant els límits dels termes municipals, el límit del parc del Montseny i la zona afectada per l'incendi (en gris). Els diferents símbols indiquen les zones on es van situar les parcel·les de mostreig: els foscos són les zones cremades i els buits les no cremades; els triangles representen les zones de fageda, els cercles les d'alzinar i els quadrats les de surera. Als marges s'indiquen les coordenades UTM.

(P. pinaster). En tota la seva extensió, aquest incendi afectà zones amb condicions de pluviometria (700 i 1000 mm de precipitació anual, ICC 1996) i temperatura (11-15 °C de mitjana anual, ICC 1996) prou contrastades, les quals incloïen formacions boscoses que rarament es cremen, com és el cas de la fageda de la zona del turó de Morou.

Material i mètodes

Per dur a terme l'estudi, es van determinar tres àrees de l'incendi prop dels límits, cobertes abans del foc per alzinar, surera i fageda respectivament (Fig. 1). Per cada tipus de bosc es van situar 10 parcel·les, 5 en àrea cremada i 5 en no cremada, a una distància mínima de 100 m del límit de l'incendi per



Separació de les formigues de la resta d'elements trobats dins les trampes (altres insectes, cargols, restes vegetals, sorra...) i posterior classificació i recompte d'individus amb la lupa binocular.

tal d'evitar els efectes del límit. Les 5 parcel·les es van col·locar en indrets amb unes característiques (orientació, pendent, pedregositat...) bastant diferents els uns dels altres per tal d'abastar el màxim de variabilitat possible. Ara bé, cada parcel·la cremada té la seva parella corresponent no cremada, de manera que cada parella té el màxim grau de similitud possible quant a pendent i orientació. En total tenim 30 parcel·les en 6 hàbitats diferents.

El mostreig de les comunitats de formigues es va fer amb trampes de caiguda: consisteixen en gots de plàstic de 6,5 cm de diàmetre i 9,5 cm d'alçada que es van omplir amb una barreja d'aigua, sabó i sal. En cada parcel·la es van fer dos transectes de 25 m separats entre ells per 5 m; en cada un dels transectes es van col·locar 5 trampes de caiguda separades entre elles per 5 m. Això dona un total de 10 trampes per parcel·la, que van estar actives durant una setmana (del 22 al 29 de maig de 2002) i de les quals es va recollir el contingut conjuntament. Posteriorment, per cada una d'aquestes mostres es van separar les formigues de la resta de materials, i es va seguir amb el recompte d'individus i la seva classificació fins a espècies. Hi ha individus que no es van poder classificar per espècie, i només es va poder arribar fins a gènere; d'aquestes espècies desconegudes en vam trobar de diferents dins d'un mateix gènere i les vam diferenciar mitjançant un número, com per exemple algunes *Leptothorax*. Per problemes logís-

tics, no totes les trapes van estar actives durant el mateix temps i, a més, algunes de les trapes van ser inutilitzades; per això, a l'hora d'analitzar les dades es van corregir les abundàncies segons el nombre d'hores i trapes actives. Per tant, quan es parla d'abundàncies és respecte a 10 trapes i 168 hores.

A partir de les dades obtingudes, i per interpretar-les millor, s'ha determinat la riquesa d'espècies (S) i s'ha calculat l'índex de diversitat de Shannon (H)

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

on S és el nombre total d'espècies en la comunitat, i P_i la proporció d'individus de cada espècie.

També hem considerat interessant l'índex de dominància de la comunitat (IDC) que s'expressa com

$$IDC = 100 \cdot (y_1 + y_2 / y)$$

on y_1 és l'abundància de l'espècie dominant, y_2 és l'abundància de la segona espècie més dominant i y és la suma de les abundàncies de totes les espècies. L'índex de dominància ens diu el tant per cent d'abundància de les dues espècies més dominants en la comunitat, és a dir, si la majoria d'individus són de la mateixa espècie o bé si les espècies estan equitativament representades.

L'índex de similaritat proporcional (PS) és una mesura del grau de semblança entre les dues comunitats que comparem. A mesura que el valor de l'índex s'acosta a 1 vol dir que el grau de similaritat és més elevat, i a mesura que s'acosta a 0 vol dir que és més baix. L'hem utilitzat per comparar les zones cremades amb les no cremades de cada tipus de vegetació a partir de les abundàncies de formigues. Aquest índex ve representat com

$$PS = 1 - 0.5 \sum |p_x - p_y|$$

on p_x és l'abundància relativa mesurada en individus d'una espècie determinada dins de cremat i p_y és l'abundància relativa de la mateixa espècie en no cremat.

Finalment, s'ha elaborat un dendrograma o diagrama en arbre per representar el grau de proximitat entre els hàbitats a partir de les dades de presència i absència de les espècies en cada un d'ells. Els dendrogrames són representacions gràfiques d'una classificació dels hàbitats segons la seva semblança, que s'agrupen per enllaços dicotòmics. L'eix vertical representa la distància d'enllaç, això és, la llargada de les branques de l'arbre. Un braç més llarg vol dir que el grau de semblança del grup que defineix és més gran.

Taula 1: Llistat d'espècies amb les abundàncies per hàbitat i, entre parèntesis, el nombre de parcel·les on s'ha localitzat l'espècie (amb un valor màxim de 5).

ESPÈCIES	QI		QS		FS	
	CR	NCR	CR	NCR	CR	NCR
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i>	---	---	---	4 (2)	---	---
<i>Tapinoma nigerrimum</i>	2 (1)	---	---	---	23 (1)	---
<i>Tetramorium caespitum</i>	39 (1)	---	5 (1)	32 (2)	25 (4)	5 (2)
<i>Tetramorium semilaeve</i>	---	---	---	---	26 (3)	---
<i>Myrmecina graminicola</i>	---	---	---	---	1 (1)	---
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	36 (4)	38 (4)	59 (3)	67 (5)	1 (1)	---
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1 (1)	---	---	12 (1)	14 (4)	---
<i>Crematogaster scutellaris</i>	7 (2)	8 (2)	40 (5)	24 (4)	---	---
<i>Pheidole pallidula</i>	47 (4)	1 (1)	66 (4)	15 (2)	---	---
<i>Leptothorax specularis</i>	---	---	---	5 (1)	---	---
<i>Leptothorax kraussei</i>	---	---	1 (1)	3 (2)	---	---
<i>Leptothorax</i> sp 1	9 (3)	36 (2)	22 (4)	41 (4)	14 (2)	1 (1)
<i>Leptothorax</i> sp 2	---	---	2 (1)	---	---	---
<i>Leptothorax</i> sp 3	2 (1)	31 (4)	1 (1)	92 (3)	5 (1)	15 (1)
<i>Diplorhoptum latro</i>	---	---	---	1 (1)	---	---
<i>Lasius emarginatus</i>	41 (2)	52 (3)	184 (1)	---	2 (1)	10 (1)
<i>Lasius myops</i>	1 (1)	---	1 (1)	2 (1)	---	---
<i>Lasius niger</i>	4 (2)	3 (2)	99 (4)	449 (3)	296 (1)	---
<i>Camponotus cruentatus</i>	1 (1)	3 (2)	39 (4)	---	---	---
<i>Camponotus aethiops</i>	---	---	1 (1)	3 (1)	---	---
<i>Camponotus lateralis</i>	5 (2)	10 (2)	13 (4)	22 (4)	---	---
<i>Camponotus sylvaticus</i>	---	1 (1)	7 (3)	6 (2)	---	---
<i>Camponotus</i> sp 1	---	---	---	1 (1)	---	---
<i>Formica gagates</i>	1.104 (3)	683 (3)	1.481 (4)	182 (3)	9 (1)	---
<i>Formica cunicularia</i>	---	---	---	---	3 (1)	---
<i>Formica fusca</i>	94 (3)	123 (2)	39 (4)	38 (3)	34 (3)	---
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	31 (2)	2 (2)	257 (4)	75 (3)	13 (3)	---
ANÀLISI DE DADES						
Abundància	1.424	988	2.319	1.075	467	3
S	16	13	18	20	14	4
H	1,0	1,2	1,4	2,0	1,5	1,7
IDC	84,2	81,5	75,0	58,7	70,7	80,8

A sota, l'abundància total per hàbitat, la riquesa d'espècies (S), el valor de l'índex de Shannon (H), i el de l'índex de dominància de la comunitat (IDC). (alzinar = QI; sureda = QS; fageda = FS; cremat = CR; no cremat = NCR)

SÓN DIFERENTS LES COMUNITATS DE FORMIGUES DELS BOSCOS AFECTATS PELS INCENDIS DEL 1994? (RESULTATS I DISCUSSIÓ)

Abans de comentar els resultats, val a dir que les dades aquí analitzades formen part d'un estudi més ampli de la recuperació de les comunitats de formigues després del foc amb un mostreig de més zones, amb més tipus de vegetacions i durant un període de temps més gran. Aquí només s'han analitzat les dades corresponents al mostreig del maig al Montseny. Cal indicar també que a la fageda hi va haver trapes que van quedar colgades de fulles, la qual cosa pot haver inactivat la trampa durant un cert període de temps.

S'han capturat un total de 5.580 formigues corresponents a 27 espècies de 13 gèneres diferents que es detallen en la Taula 1. Tots els gèneres trobats i 15 de les espècies han estat citades anteriorment en el catàleg de fauna del Montseny (Espadaler 1986), tot i que no incloïa les zones de Gualba i Breda. En aquest llistat se citen 42 espècies de 18 gèneres. La diferència pot venir donada per la zona d'estudi i pel tipus de mostreig utilitzat en cada cas.

Les espècies més abundants han estat *Formica gagates*, amb 3.218 individus capturats, i *Lasius niger*, amb 677 (Taula 1). La primera espècie es troba majoritàriament en l'alzinar i la sureda i és pràcticament absent en la fageda. En canvi, *Lasius niger* predomina en la fageda cremada i en la sureda no cremada.

El nombre de parcel·les on s'han capturat individus d'una espècie ens indica l'ocupació del territori per l'espècie, independentment de la seva abundància. Així, d'un total de 30 parcel·les, l'espècie capturada en un nombre més gran ha estat *Aphaenogaster subterranea*, present a 17 parcel·les, seguida de *Leptothorax* sp1 a 16, *Formica fusca* a 15, i *Formica gagates* i *Plagiolepis*

	CRQI	NCRQI	CRQS	NCRQS	CRFS	NCRFS	TOTAL ESPÈCIES
S	16	13	18	20	14	4	27
S-sp rares	10	11	11	14	6	1	21
% sp rares	37	14	39	30	57	75	22

Taula 2: Mostra el pes de les espècies rares en la riquesa d'espècies de cada hàbitat. S és la riquesa d'espècies; S-sp rares és la riquesa sense tenir en compte les espècies rares; i% sp rares és el tant per cent de les espècies rares en la riquesa.



Trampa de caiguda o pitfall utilitzada durant el mostreig i situada just a ran de terra per tal que les formigues hi puguin entrar

pygmaea a 14 parcel·les (Taula 1). Comparant amb les dades d'abundàncies, s'observa com les espècies més abundants no corresponen necessàriament a les que ocupen una major extensió del territori. En el cas de *Lasius niger*, tot i presentar abundàncies altes, es troba distribuïda en un territori més petit (12 parcel·les). En canvi, *Aphaenogaster subterranea*, malgrat presentar abundàncies molt reduïdes, ocupa un territori més gran.

Pel que fa a l'abundància total segons els hàbitats, el nombre més gran d'individus capturats s'ha trobat en les suredes cremades, amb 2.270, i l'alzinar cremat, amb 1.162. Les de menor abundància són la fageda no cremada, amb 31, i la cremada, amb 450 individus (Taula 1). En les parcel·les cremades trobem un nombre més gran de formigues. Això pot ser perquè després del foc l'hàbitat s'ha tornat més obert, cosa que pot afavorir espècies de llocs més assolellats i oberts com *Pheidole pallidula*, que en altres estudis també s'han trobat en abundàncies més grans el primer i segon estiu després del foc (Abel i Pons 1998). També podria ser degut al fet que els canvis en l'hàbitat provocats per l'incendi fan que les formigues obreres de colònies ja existents surtin del niu per explorar i buscar aliment en una proporció més alta o durant un període de temps més llarg que en zones no cremades (Abel i Pons 1998).

Les zones que presenten una major riquesa d'espècies són les suredes, cremades i no cremades amb 18 i 20 espècies respectivament (Taula 1). La fageda no cremada, amb 4 espècies, és l'hàbitat amb un nombre menor d'espècies, molt diferent al que presenta la fageda cremada, amb 14 espècies (Taula 1). En l'alzinar i la sureda, però, no trobem una diferència important en el nombre d'espècies entre les zones cremades i les no cremades.

Estudis fets a Austràlia indiquen que una part important (fins un 60%) de la riquesa de formigues en boscos es deu a les espècies "rars" (les que es troben en menys d'un 5% de les trampes) que estan distribuïdes al llarg de tot

el rang de les classes d'edat del bosc cremat (York, 1994). Segons les dades del nostre estudi, el pes que tenen les espècies rares en la riquesa de cada hàbitat (Taula 2) no supera el 40% en el cas de l'alzinar i la sureda, i en canvi és molt elevat en el cas de la fageda.

Pel que fa a la diversitat, el valor més gran el presenta la sureda no cremada, amb un índex de Shannon de 2,0, i la fageda cremada, amb 1,5. Els valors més baixos de diversitat han estat en l'alzinar cremat i la fageda no cremada, amb valors de l'índex de Shannon d'1,0 i 1,1 respectivament (Taula 1). Altrament, l'índex de dominància de la comunitat presenta valors elevats, sempre per sobre del 50%, i en tres hàbitats per sobre del 80%. Lògicament, just on la diversitat és més alta, la dominància és menor, i viceversa. L'abundància de les espècies dominants augmenta amb l'increment de les condicions ambientals favorables, i això dona una disminució en la diversitat d'espècies, presumiblement per l'exclusió competitiva (Andersen 1992). Contràriament, on la dominància és menor les espècies presenten abundàncies similars (més equitativitat de les espècies) i, per tant, la diversitat és més gran.

Els resultats obtinguts indiquen que les zones cremades presenten comunitats amb característiques de zones tancades on la dominància és alta. Cal tenir present que les zones cremades es van incendiar gairebé vuit anys abans del mostreig, i que la vegetació mediterrània ha crescut considerablement fins esdevenir ambients molt tancats: l'alzinar amb fisiognomia de matollar i la sureda de bosc. Val a dir que la sureda no cremada podria esdevenir un hàbitat més obert que la cremada a causa de la gestió de l'espai per l'explotació del suro, que fa disminuir dràsticament l'estrat arbustiu.

Els índexs de similitud proporcional (Fig. 2), la interpretació dels quals s'explica en l'apartat de mètodes, ens indiquen que hi ha molta semblança

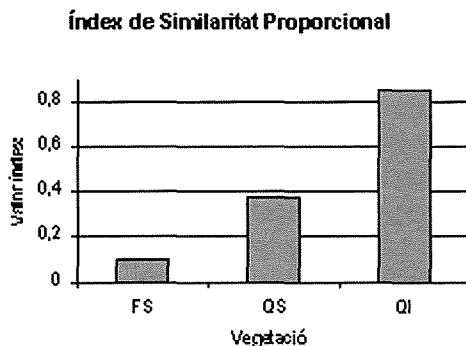


Fig. 2: Valors de l'Índex de Similitud proporcional (PS) entre les comunitats de formigues de les zones cremades i no cremades pels tres tipus de bosc estudiats: fageda (FS), sureda (QS) i alzinar (QI).

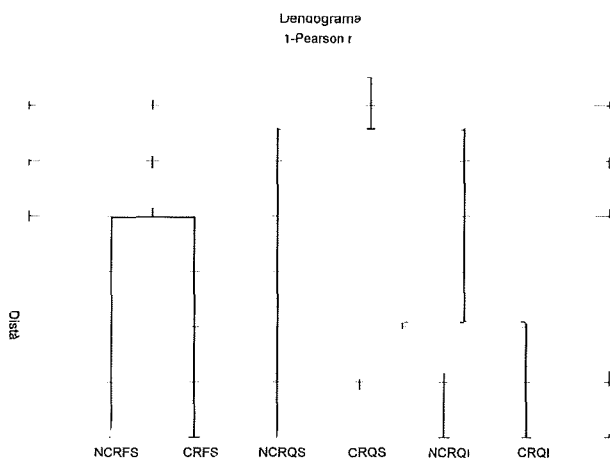


Fig. 3. Dendrograma que representa el grau de proximitat dels hàbitats segons la presència/absència de les espècies de formigues. En l'eix vertical, la distància d'enllaç (fageda no cremada = NCRFS; fageda cremada = CRFS; sureda no cremada = NCRQS; sureda cremada = CRQS; alzinar no cremat = NCRQI; alzinar cremat = CRQI).

entre les zones cremades i no cremades de l'alzinar, i molt poca entre les de la fageda. És a dir, que les comunitats de formigues de l'alzinar cremat s'assemblen molt a les de l'alzinar no cremat, la qual cosa fa pensar que el sistema s'està recuperant ràpidament, és a dir, que presenta una alta resiliència. En canvi, a les comunitats de sureda els costa més recuperar-se, ja que presenta valors més baixos de similitud. Més enllà, la fageda cremada es mostra ben diferent de la no cremada, és a dir, les comunitats de formigues afectades pel foc en la fageda tenen poca resiliència.

El diagrama en arbre o dendrograma, com s'explica en l'apartat de mètodes, representa d'una manera gràfica l'agrupació per semblança de les diferents comunitats segons els enllaços dicotòmics que les uneixen i segons la distància d'enllaç representada per la llargària de les branques de l'arbre. En aquest cas (Fig. 3) s'observa una diferència clara entre la fageda i els boscos de *Quercus*, és a dir, hi ha una diferència entre el bosc més atlàntic i el bosc més mediterrani. Pel que fa la fageda, també hi ha una diferència clara del comportament després del foc entre la cremada i la no cremada, és a dir, les espècies de formigues a la fageda cremada són clarament diferents de les de la no cremada. En canvi, en els boscos més mediterranis no hi ha tanta diferència, a excepció de la sureda no cremada. És a dir, l'alzinar cremat i el no cremat s'assemblen molt, igual com amb la sureda cremada.

L'anàlisi dels resultats, tant a partir de les abundàncies com de la presència o absència d'espècies, indica les mateixes tendències en la recuperació de

les comunitats. L'alzinar cremat presenta una recuperació ràpida del sistema; per tant, podem dir que té una resiliència alta com és d'esperar d'un sistema típicament mediterrani. Aquesta tendència no és tan clara en la sureda, a la qual li costa més recuperar les comunitats originàries. En el cas de la fageda, les comunitats de formigues de les zones cremades i no cremades estan lluny de ser les mateixes, ja que el sistema no és tan eficaç en la resposta al foc. Així, podríem dir que les comunitats de formigues dels hàbitats més mediterranis aquí estudiats, l'alzinar i la sureda, són més resilientes que les dels hàbitats més submediterranis o atlàntics (la fageda).

BIBLIOGRAFIA

ABEL, M.A. & PONS, P. (1998) "Effect of prescribed burning on ground-foraging ant community in a Mediterranean maquis". En *Fire Management and Landscape Ecology* (TRABAND, L.), pàg. 253-258. International Association of Wildland Fire, Washington.

ALCAÑIZ, J.M.; SERRASOLSAS, I.; VALLEJO, R. (1996) "Efectes dels incendis forestals sobre el sòl". En *Ecologia del foc* (Terrades, J.), pàg. 111-130. Edicions Proa S.A., Barcelona.

ANDERSEN, A.N. (1991) "Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia". *Biotropica*, 23: 575-585.

ANDERSEN, A.N. (1992) "Regulation of 'momentary' diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics". *The American Naturalist*, 140 (3): 401-420.

ANDERSEN, A.N. (1997) "Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology". *Conservation Ecology* [online] 1(1): 8.

ARIANOUTSOU, M. (1998) "Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece". En *Landscape Degradation and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems* (RUNDEL, P.W.; MONTENEGRO, G. & JAKSIC, F.M.), pàg. 273-295. Springer-Verlag, Berlín.

ARRIZABALAGA, A. & LLIMONA, F. (1996) "Efectes del foc sobre la fauna i recuperació de la fauna després del foc". En *Ecologia del foc* (TERRADES, J.), pàg. 173-188. Edicions Proa S.A., Barcelona.

ÀVILA, A. (1996) "Efectes hidrològics dels incendis". En *Ecologia del foc* (TERRADES, J.), pàg. 131-140. Edicions Proa S.A., Barcelona.

BROWN, V.K. (1991) "The importance of habitat structure in the maintainan-

ce of insect species diversity". *Diversidad Biologica, Biological Diversity*: 49-55.

CASTELL, C. (1996) "Efectes globals dels incendis I: la riquesa d'espècies". En *Ecologia del foc* (TERRADES, J.), pàg. 189-192. Edicions Proa S.A., Barcelona.

ESPADALER, X. (1986) "Formigues del Montseny". En *El patrimoni biològic del Montseny. Catàleg de flora i fauna*, 1. (Diputació de Barcelona) pàg. 101-103. Diputació de Barcelona.

ESPELTA, J.M.; RODRIGO, A.; HABROUK, A.; MEGHELLI, N.; ORDÓÑEZ, J.L. & RETANA, J. (2002) "Land use changes, natural regeneration patterns, and restoration practices after a large wildfire in NE Spain: Challenges for fire ecology and landscape restoration". En *Fire and Biological Processes*. (TRABAUD, L. & PRODON, R.), pàg. 315-324. Backhuys Publishers, Leiden.

FERRAN, A. & VALLEJO, V.R. (1998) "Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain". *Fire Management and Landscape Ecology*. (TRABAUD, L.), pàg. 155-166. International Association of Wildland Fire, Washington.

FERRAN, A., SERRASOLSES, I. & VALLEJO, V.R. (1992) "Soil evolution after fire in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forests". En *Response of forest ecosystems to environmental changes* (TELLER, A.; MATHY, P. & JEFFEERS, J.), pàg. 397-405. Commission of the European Communities, Bruseles.

ICC, Institut Cartogràfic de Catalunya (1996) *Atlas climàtic de Catalunya*. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

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 Ecology* 21, 200-216.

MAJER, J.D. (1983) "Ants: bioindicators of minesite rehabilitation, land-use and land conservation". *Environmental Management*, 7: 375-383.

MORENO, J.M.; VÁZQUEZ, A. & VÉLEZ, R. (1998) "Recent history of forest fires in Spain". En *Large forest fires* (MORENO, J.M.), pàg. 159-186. Backhuys Publishers, Leiden.

OJEDA, F.; MARAÑÓN, T. & ARROYO, J. (1996) "Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in Southern Spain". *International Journal of Wildland Fire*, 6 (4): 191-198.

ORDÓÑEZ, J.L. (2002) *Efecto de los patrones de depredación post-dispersión de semillas de Pinus nigra Arn. en la regeneración de esta especie después de grandes incendios*. Tesi de màster en biologia, CREAL.

RETANA, J. & CERDÁ, X. (2000) "Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment". *Oecologia* 123:436-444.

RETANA, J.; ESPELTA, J.M.; GRACIA, M. & RIBA, M. (1999) "Seedling recruitment". En *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. (RODÀ, F.; RETANA, J.; GRACIA, C.A. & BELLOT, J.) pàg. 89-103. Springer Verlag, Berlín.

RETANA, J. & CERDÀ, X. (2000) "Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment". *Oecologia*, 123, 436-444.

SALVADOR, R.; VALERIANO, J.; PONS, X. & DÍAZ-DELGADO, R. (2000) "A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series". *International Journal of Remote Sensing*, 21:655-671.

TERRADAS, J. (1996) *Ecologia del Foc*. Edicions Proa. Barcelona.

TRABAUD, L. (1987) "Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin". *Ecologia Mediterranea*, 13 (4): 25-37.

TRABAUD, L.; CHRISTENSEN, N.L. & GILL, A.M. (1993) "Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems". En *Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. (CRUTZEN, P.J. & GOLDAMMER, J.G.), pàg. 277-295. John Wiley & Sons Ltd., Nova York.