

# Efecte de la freqüència d'incendis sobre l'estructura i composició de les comunitats vegetals a la península del cap de Creus

Projecte de fi de carrera de Ciències Ambientals

Autor: Albert Vilà i Cabrera

Director: Francesc Lloret i Maya

Universitat Autònoma de Barcelona

*Paraules clau:* Freqüència d'incendis, comunitats vegetals mediterrànies, dinàmica de la vegetació, estratègies regeneratives, abundància, mecanisme de retroalimentació.

## Resum

L'efecte de la freqüència d'incendis sobre la dinàmica de les comunitats vegetals mediterrànies ha estat estudiada a la península del cap de Creus. S'han realitzat observacions en 24 parcel·les per percebre canvis en l'estructura i composició de les comunitats vegetals en funció de la freqüència de foc (de 1 a 5 incendis en una mateixa parcel·la) i de les estratègies regeneratives postincendi que presenten les espècies (rebrotació i germinació). Una elevada freqüència d'incendis va associada a una disminució de l'abundància de les espècies llenyoses rebrotadores obligades i de les espècies llenyoses germinadores obligades. D'aquestes últimes, les espècies del gènere *Cistus* acaben desapareixent a freqüències altes de foc. Les espècies rebrotadores facultatives es mantenen indiferents a la freqüència d'incendis, fet que els permet ser les dominants als estrats arbustius de les comunitats a freqüències elevades de foc. S'observa una tendència a l'increment d'espècies herbàcies, incloses les gramínies, a major número de focs. *Brachypodium retusum* és dominant en totes les àrees, demostrant una gran capacitat de colonització i regeneració postincendi. Aquests resultats suggereixen una transformació de les comunitats vegetals dominades per espècies arbustives llenyoses a estructures més simplificades dominades per herbàcies, establint-se un mecanisme de retroalimentació entre aquestes i el foc.

## Introducció

La capacitat de rebrotada i germinació de les espècies vegetals té un paper clau en la dinàmica postincendi de les comunitats que conformen en ecosistemes propicis al foc (Noble & Slatyer 1980). La recuperació postincendi de les comunitats vegetals en ecosistemes mediterranis es produeix per un procés d'autosuccessió, on la pròpia comunitat recupera la seva composició i estructura per la gran capacitat regenerativa de les espècies presents abans del foc (Hanes 1971). Tot i això, el règim de pertorbació que caracteritza els incendis determina la dinàmica de les comunitats vegetals en ecosistemes mediterranis (Trabaud 1994), i els canvis en els patrons temporals són considerats factors centrals en la modificació d'aquesta dinàmica (Eugenio & Lloret 2004). Per exemple, períodes de recurrència caracteritzats per intervals entre focs curts causen canvis sobtats en la composició i abundància de les espècies (Zedler *et al.* 1983). A la conca mediterrània, la intensa explotació i alteració del territori, el canvi d'usos del sòl i l'increment dels períodes de sequera degut al canvi climàtic han incidit en la modificació del règim d'incendis (Piñol *et al.* 1998). Així, un increment de la freqüència d'incendis pot comprometre la capacitat regenerativa de les

espècies que conformen les comunitats vegetals.

Diversos models, basats en el concepte que la resposta postincendi de les comunitats vegetals mediterrànies està fortament influenciada pel cicle de vida i la capacitat competitiva de les espècies, han estat utilitzats per simular els efectes de diferents règims de foc sobre comunitats vegetals mediterrànies (Franklin *et al.* 2001, 2005; Lloret *et al.* 2003; Pausas 1998, 2006; Pausas & Ramos 2004). Aquests models suggereixen canvis en l'estructura de les comunitats i en l'abundància de les espècies a diferents règims de foc. En períodes de foc infreqüents hi ha una estructura madura de les comunitats dominades per espècies arbòries i on la successió i els fenòmens de competència controlen la dinàmica de la vegetació. En períodes de foc recurrents o moderadament recurrents es produeix un rejuveniment cap a comunitats dominades per espècies arbustives, on l'estructura d'aquestes comunitats està determinada per la capacitat regenerativa de les espècies (Pausas 1998; Franklin *et al.* 2001; Lloret *et al.* 2003; Pausas & Ramos 2004; Pausas 2006).

Són menys els treballs realitzats a nivell de camp. Observacions al massís de Garraf (Barcelona) per Lloret *et al.* (2003) mostren que les rebrotadores no presenten canvis evidents a l'augmentar la fre-

qüència però s'observa una tendència a augmentar l'abundància de *Quercus coccifera* i una disminució d'*Erica multiflora* en àrees cremades un cop respecte àrees no cremades. En espècies germinadores obligades (*Rosmarinus officinalis* i *Cistus sp.*) s'observa que presenten la màxima abundància en freqüències intermèdies i que disminueix a freqüències elevades. Altres comparacions entre zones cremades una vegada amb zones cremades dues vegades no mostren diferències significatives entre tipus regeneratius i tampoc s'observen augments en l'abundància d'espècies herbàcies en zones cremades dues vegades (Eugenio & Lloret 2004). Delitti *et al.* (2005) han descrit en garrigues de *Quercus coccifera* amb diferent freqüència de focs (1, 2 i 3 incendis) que no hi ha diferències significatives en l'abundància del garric ni de les altres espècies. Només hi ha una certa tendència a un augment en l'abundància d'herbàcies amb la freqüència.

La finalitat d'aquest treball és, a través d'observacions de camp, trobar patrons del comportament de les espècies que componen les comunitats vegetals mediterrànies segons la freqüència d'incendis i els tipus funcionals regeneratius postincendi (germinació, rebrotada). La hipòtesi inicial es basa en què les espècies llenyoses rebrotadores es mantenen més o menys indiferents amb la freqüència d'incendis, les germinadores obligades responen vigorosament a recurrències baixes i presenten els seu pic d'abundància en freqüències intermèdies i en un increment de l'abundància d'espècies herbàcies a freqüències altes, sobretot degut a la presència de la rebrotadora *Brachypodium retusum*, i a la disminució de germinadores obligades. Aquestes hipòtesis es basen en l'ajust entre els cicles vitals i la capacitat d'obtenir i mantenir els recursos per part de les espècies i la freqüència d'incendis. Així el desenvolupament d'estructures de reserva en espècies rebrotadores les fan menys sensibles al règim d'incendis, mentre que les espècies germinadores de vida més curta i dependents del banc de llavors seran ho més. Finalment, espècies herbàcies però amb alta capacitat regenerativa trobaran avantatge per la menor competència que es dona després dels incendis.

## Material i mètodes

### Àrea d'estudi

La península del Cap de Creus es situa al nord del litoral català i representa la punta més oriental de la península Ibèrica (3° 19' 13" longitud E a la punta de Cap de Creus). Per l'objectiu de l'estudi, s'havia

d'escollir una àrea de treball heterogènia en freqüència d'incendis, on l'últim foc s'hagués produït al mateix any en totes les parcel·les i on hagués passat un temps raonable des d'aquest darrer incendi per trobar vegetació desenvolupada. Així, aquesta àrea correspon a la zona cremada per última vegada el 18 de juny del 2001 amb 1771 ha corresponents als municipis de Cadaqués (1283 ha), Roses (483 ha) i el Port de la selva (5 ha). Es van escollir 24 parcel·les de 25 x 25 m (625 m<sup>2</sup>), orientats al SE, amb pendents compresos entre el 5 i el 15% d'inclinació, d'altituds compreses entre 70 i 200 m i corresponents a antics olivars amb feixes de pedra seca. De tota la zona de l'últim incendi, es va treballar a la part nord, al voltant de Cadaqués, donat que fora d'aquesta àrea la gestió i el paisatge canviaven: l'estructura d'antics olivars amb feixes desapareixia i les aclarides i pastures eren freqüents.

La temperatura mitjana anual és de 15,1°C, amb una mínima de 4,6°C i una màxima de 26,8°C, a l'hivern i a l'estiu respectivament. Les precipitacions anuals mitjanes són de 642,9 mm. Les mitjanes de les precipitacions durant les estacions de l'any són de 242 mm a la tardor, 163,8 a la primavera, 157,7 mm a l'hivern i 87,8 mm a l'estiu (Atlas Climàtic Digital: Pons 1996; Niñerola *et al.* 2000). El vent, que representa un component climatològic important, sovint assoleix els 30 m/s (Pardini *et al.* 2004). El substrat geològic de la zona és format per grauvaques a la part sud i oriental de l'àrea d'estudi i per esquists a la part nord. Acompanyant les grauvaques s'hi troba la presència de gresos, limolites i lutites. Acompanyant els esquists s'hi troben pissarres i fil·lites. Sobre aquest substrat geològic s'ha format un sòl de tipus Lithic Xerorthents (segons la denominació *Soil Taxonomy System*).

### Mostreig de vegetació

En cada parcel·la es van establir 8 transectes (amb cintes mètriques) de 25 m perpendiculars a les feixes de pedra seca i separats entre ells per 3 m. Cada mig metre es van anotar les espècies vegetals presents utilitzant el mètode d'intercepció lineal. D'aquesta manera hi havia 51 punts de mostreig per transecte i 408 punts per parcel·la. Es van considerar les espècies herbàcies anuals i bianuals com a grup *Herbàcies* i les espècies gramínoides diferents de *Brachypodium retusum* com a grup *Gramínies*. El mostreig de vegetació va ser realitzat durant el mes d'abril de 2007, 6 anys després de l'últim foc.

Seguint Pausas *et al.* (2004) s'han agrupat les espècies segons la seva estratègia regenerativa postincendi: rebrotadores obligades, germinadores obligades i rebrotadores facultatives. L'assignació de cada espècie al seu grup regeneratiu s'ha fet a partir de diferents treballs publicats (Cucó 1987, Papió 1994, Lloret *et al.* 2003, Arnan 2006). A més, també s'han fet servir criteris taxonòmics i de forma biològica per establir uns altres grups d'espècies: rebrotadores obligades poc freqüents, *Herbàcies*, *Gramínies*, *Brachypodium retusum* i *Cistus*.

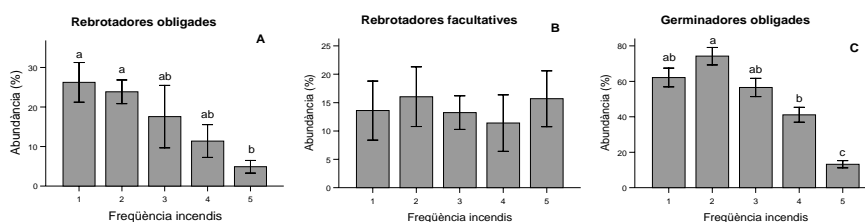
S'han fet transformacions en les variables d'abundància que no seguien una distribució normal:  $\log(a+1)$  i  $\sqrt{a}$  (sent "a" l'abundància) segons cada cas. S'han realitzat ANOVAs d'un factor per als 8 grups d'espècies i per a les principals espècies respecte la freqüència d'incendis. Per a les variables que no s'ha aconseguit una distribució normal s'ha aplicat una Kruskal Wallis ANOVA respecte la freqüència d'incendis. També s'han analitzat les relacions (o quocients) entre Germinadores/No Germinadores i Rebrotadores/No Rebrotadores respecte la freqüència d'incendis aplicant una ANOVA d'un factor.

S'ha aplicat una Anàlisi de Components Principals (PCA) per a generar un sistema reduït de variables que permeti percebre estructures subjacents al conjunt original de dades de composició de les comunitats vegetals. Un cop obtingudes les noves dimensions, la variable ambiental "freqüència d'incendis" s'ha introduït per percebre les seva relació amb les variables i auxiliar la interpretació dels gradients obtinguts. D'altra banda, s'ha aplicat una anàlisi de redundància (RDA) *incoent, a priori*, la variable ambiental "freqüència d'incendis". En els dos anàlisis multivariants s'han realitzat dues aproximacions: una a nivell específic i l'altre amb els grups evitant el solapament d'espècies (rebrotadores obligades, germinadores obligades, rebrotadores facultatives, *Gramínies*, *Brachypodium retusum* i *Herbàcies*).

Per a les ANOVAs s'ha utilitzat el paquet estadístic SPSS 14.0 i per als anàlisis multivariants s'ha utilitzat el paquet estadístic CANOCO 4.5.

## Resultats

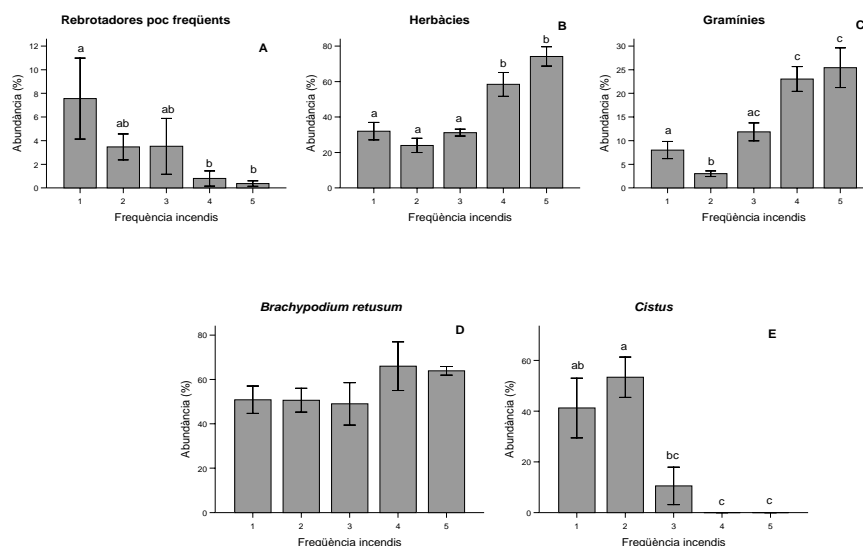
L'abundància de les espècies llenyoses rebrotadores obligades disminueix significativament ( $F=4.10$ ,  $p<0.05$ ) en augmentar la freqüència de focs, passant de més d'un 20% en freqüències de 1 i 2 incendis a un 5% en freqüències de 5 incendis (Figura 1a). A nivell específic dins d'aquest grup, *Erica arborea* disminueix la seva abundància de manera significativa ( $F=2.85$ ,  $p<0.05$ ) a l'augmentar la freqüència d'incendis. Les espècies rebrotadores facultatives es mostren més o menys indiferents a la freqüència d'incendis mantenint-se amb valors d'abundància del 10-15%. No hi ha diferències significatives entre l'abundància d'aquest grup i la freqüència de focs per a  $p<0.05$  (Figura 1b). El grup d'espècies llenyoses germinadores obligades obté el seu màxim d'abundància en freqüències de 2 incendis amb valors superiors al 70%. L'abundància d'aquest grup disminueix significativament ( $F=21.95$ ,  $p<0.001$ ) en freqüències de 4 i 5 focs, sent l'abundància d'aquest últim cas inferior al 15% (Figura 1c). En quant a les espècies que conformen aquest grup, mostren diferències significatives, respecte la freqüència d'incendis, *Cistus albidus* ( $F=16.65$ ,  $p<0.01$ ), *Cistus monspeliensis* ( $F=15.78$ ,  $p<0.01$ ) i *Lavandula stoechas* ( $F=3.66$ ,  $p<0.05$ ) disminuint a major número de focs i *Ruta chalepensis* ( $F=8.08$ ,  $p<0.001$ ) augmentant a freqüències altes. *Lavandula stoechas* obté el seu pic d'abundància en parcel·les cremades 3 cops, mentre que la menor abundància es troba en parcel·les incendiades 5 vegades. *Ruta chalepensis* aconsegueix màxima abundància en parcel·les de 4 focs coincidint amb una disminució de l'abundància de *Lavandula stoechas*, mentre que els valors mínims els obté en freqüències de 1 i 2 incendis i als 5 incendis la seva abundància torna a disminuir



**Figura 1.** Valors mitjans (+E.) de l'abundància pels tres grups d'espècies segons la seva estratègia regenerativa. (A) Rebrotadores obligades, (B) Rebrotadores facultatives, (C) Germinadores obligades. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ( $a p<0.05$ ).

El grup de rebrotadores obligades poc freqüents disminueix significativament ( $F=3.93$ ,  $p<0.05$ ) l'abundància en augmentar la freqüència de focs a 4 i 5 incendis respecte freqüències d'1 incendi (Figura 2a). El grup de les Herbàcies augmenta significativament ( $F=17.20$ ,  $p<0.001$ ) l'abundància en freqüències de 4 i 5 focs arribant a valors del 70% (Figura 2b). *Foeniculum vulgare* és representativa de la tendència d'aquest grup mostrant un augment significatiu ( $F=10.47$ ,  $p<0.001$ ) d'abundància en freqüències altes de foc. Una tendència semblant a les Herbàcies segueix el grup de les Gramínies, augmentant la seva abundància significativament ( $F=19.33$ ,  $p<0.001$ ) en elevades freqüències d'incendis superant el 20% de recobriment (4 i 5 focs). Aquest mateix grup també

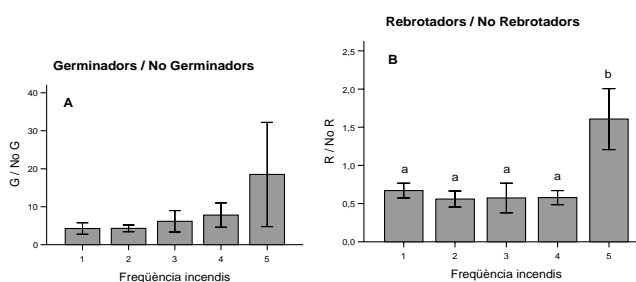
mostra diferències significatives entre freqüències de 2 incendis respecte de 1 i 3 incendis (Figura 2c). *Brachypodium retusum* domina en totes les parcel·les amb valors entre 50-60% d'abundància, però no s'han trobat diferències significatives, per a  $p<0.05$  ( $F=1.23$ ), entre les diferents freqüències tot i mostrar una tendència a l'augment a major número de focs (Figura 2d). *Cistus* disminueix significativament l'abundància ( $F=14.76$ ,  $p<0.001$ ) en parcel·les cremades 3 vegades, passant d'un 40-50% d'abundància en parcel·les cremades 1 i 2 cops a valors del 10% en freqüències de 3 incendis. Aquest declivi, coincideix amb el pic d'abundància de *Lavandula stoechas*. *Cistus* acaba desapareixent en freqüències de 4 i 5 incendis (Figura 2e).



**Figura 2.** Valors mitjans (+E.) de l'abundància dels grups d'espècies: (A) rebrotadores poc freqüents, (B) Herbàcies, (C) Gramínies, (D) *Brachypodium retusum*, (E) *Cistus*. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ( $\alpha p<0.05$ ).

Per a les espècies *Asparagus acutifolius*, *Calicotome spinosa*, *Cistus salviifolius*, *Daphne gnidium*, *Helichrysum stoechas* i *Rhamnus alaternus* no s'han trobat diferències significatives (per a  $p<0.05$ ) entre les diferents freqüències de foc. El percentatge de recobriment total de vegetació es manté per sobre del 90% en totes les parcel·les, i no s'han trobat diferències significatives (per a  $p<0.05$ ) entre les diferents freqüències d'incendis per al percentatge de sòl nu.

L'evolució de la relació Germinadors / No Germinadors no mostren diferències significatives (a  $p<0.05$ ) entre les diferents freqüències d'incendi, tot i mostrar un ascens a major número de focs (Figura 3a). En canvi, la relació Rebrotadors / No rebrotadors augmenta significativament ( $p<0.01$ ) en parcel·les cremades 5 vegades (Figura 3b).



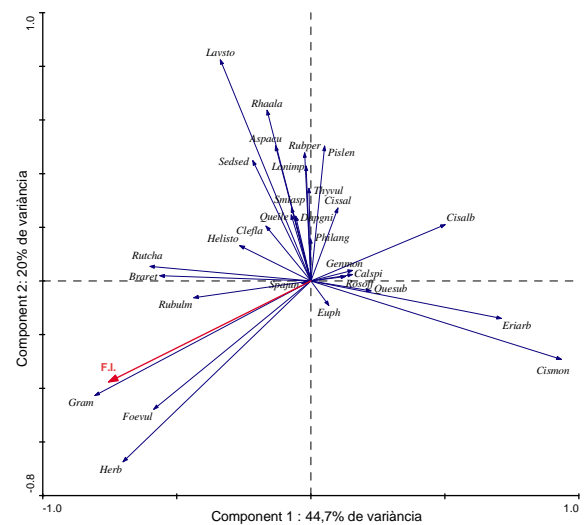
**Figura 3.** Evolució al llarg de les diferents freqüències de foc de les relacions (A) G/No G i (B) R/NoR. S'indiquen els valors mitjans (+E.) de les relacions en cada freqüència d'incendis. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ( $\alpha p<0.05$ ).

En la primera aproximació (a nivell específic) de l'anàlisi de components principals, 4 dimensions expliquen el 85,3% de la variabilitat de les dades incloses inicialment al procés. D'aquesta variabilitat el 44,7% és explicada pel primer component i el 20% pel segon. El tercer i quart components expliquen el 13,8% i el 6,8% de la variabilitat respectivament. El tractament aplicat *a posteriori* amb la variable ambiental "freqüència d'incendis" ajuda a interpretar indirectament el gradient format pels components: la freqüència d'incendis explica el 28,5% de la variabilitat de les dades originals, i d'aquesta, el 89,2% és explicada pel primer component. La correlació del primer component amb la freqüència d'incendis és de 0,75, la del segon component 0,38 i la dels dos darrers components és de 0,04 i 0,02.

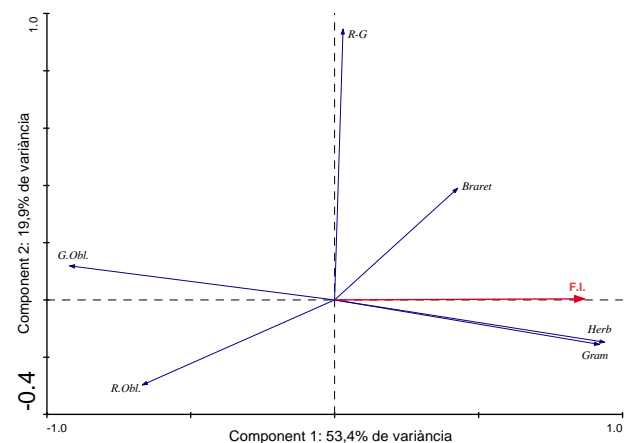
En la Figura 4 es representen els dos primers components i la distribució de les espècies respecte els dos components i la freqüència d'incendis. La freqüència d'incendis està correlacionada negativament amb el primer component (creixen en direccions oposades). Així doncs, espècies correlacionades positivament amb el primer component com *Cistus monspeliensis*, *Cistus albidus* i *Erica arborea* tendeixen a tenir més abundància (o alta probabilitat d'ocurrència) a menor freqüència d'incendis. En canvi, les herbàcies anuals i bianuals, *Foeniculum vulgare*, *Gramínies*, *Brachypodium retusum*, *Ruta chalepensis* o *Rubus ulmifolius* tendeixen a augmentar la seva abundància a major freqüència de focs. El segon component està poc correlacionat amb la freqüència d'incendis, només hi ha una lleugera correlació negativa. Si que es troba correlacionat amb *Lavandula stoechas*, *Rhamnus alaternus*, *Asparagus acutifolius*, *Rubia peregrina* i en menys mesura amb *Daphne gnidium* i espècies que configuren el grup de rebrotadores poc freqüents. Aquests dos primers eixos expliquen poc la variabilitat de les espècies rebrotadores facultatives *Calicotome spinosa* i *Helichrysum stoechas*. La variabilitat d'aquestes dues espècies, junt amb part de la de *Brachypodium retusum* està correlacionada positivament amb el tercer component que, alhora, la seva correlació amb la freqüència d'incendis és pràcticament nul·la (són perpendiculars).

En la segona aproximació (a nivell de grups no solapats) de la PCA les 4 dimensions expliquen el 95,7% de la variabilitat inicial de les dades. El primer component explica el 68,1% de la variància, el segon el 13,8% i els dos darrers el 9% i el 4,8%. La freqüència d'incendis explica el 47,8% de la variabilitat, i d'aquesta, el 99,1% és explicada pel primer component. La correlació del primer component amb la freqüència de focs és de 0,84. En la Figura 5 es representen els dos primers components i la

distribució dels grups d'espècies respecte a aquests components i la freqüència d'incendis. La freqüència d'incendis està correlacionada positivament amb el primer component. Els grups d'*Herbàcies* i *Gramínies* segueixen aquesta mateixa tendència, mentre que la probabilitat d'ocurrència de les germinadores obligades i les rebrotadores obligades disminueix a l'augmentar la freqüència de focs. La variabilitat de *Brachypodium retusum* s'explica part pel primer component i part pel segon. El grup de rebrotadores facultatives es correlaciona positivament amb el segon component i no té relació amb la freqüència d'incendis (són perpendiculars).



**Figura 4.** Representació dels dos primers components obtinguts en l'anàlisi de components principals en l'aproximació a nivell d'espècie. La fletxa vermella representa la variable ambiental "freqüència d'incendis" i la resta de fletxes corresponen a les espècies i grups d'espècies.



**Figura 5.** Representació dels dos primers components obtinguts en l'anàlisi de components principals en l'aproximació a nivell de grups d'espècies no solapats. La fletxa vermella representa la variable ambiental "freqüència d'incendis" i la resta de fletxes corresponen a les espècies i grups d'espècies.

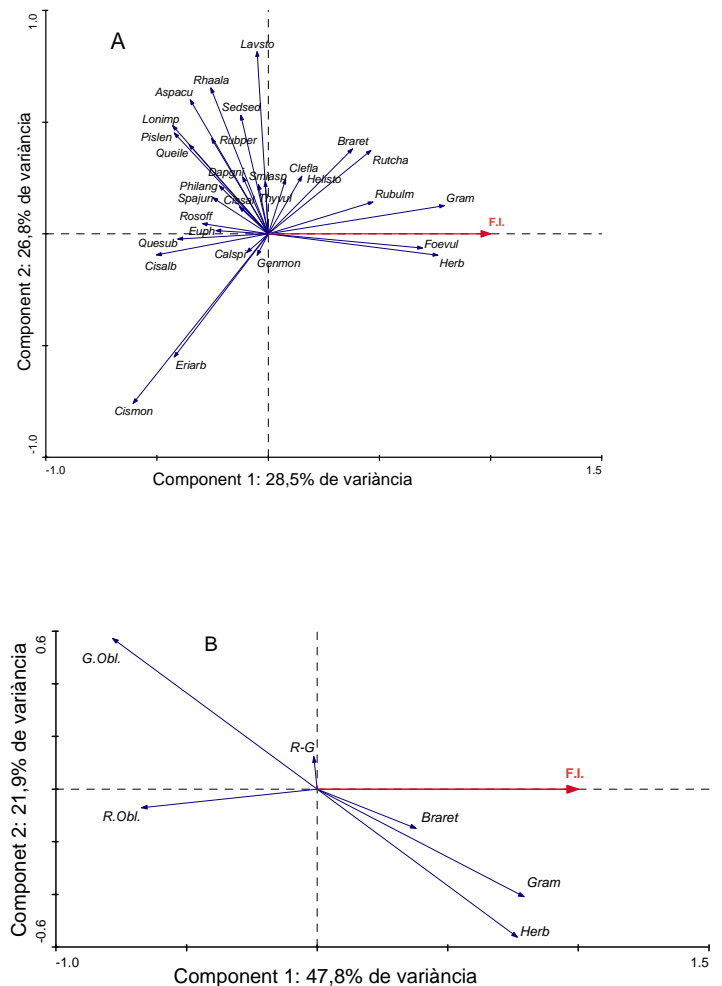
La variabilitat explicada per les 4 dimensions de la primera aproximació (a nivell específic) de l'anàlisi de redundància és del 79,2%. El primer component està determinat per la freqüència d'incendis i explica el 28,5% de la variabilitat. El segon, tercer i quart components expliquen el 26,8%, el 13,8% i el 10% respectivament. La correlació del primer component amb la freqüència de foc és de 0,82. El test de Monte Carlo revela relacions significatives entre les espècies i la variable ambiental "freqüència d'incendis" amb  $F=8,76$  i  $p=0,002$ . La resta de components expliquen la variabilitat residual no explicada per la freqüència de focs.

En la Figura 6a es representen els 2 primers components amb la distribució de les espècies respecte el primer component determinat per la freqüència de foc. La distribució de les espècies correlacionades amb el primer component és explicada per la freqüència d'incendis. Així, *Herbàcies*, *Gramínies*, *Foeniculum vulgare*, *Ruta chalepensis*, *Brachypodium retusum* i *Rubus ulmifolius* tenen major probabilitat d'ocurrència a major freqüència de foc. Cas contrari és el de *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*, *Erica arborea* o *Quercus suber*. Part de la variabilitat de *Cistus monspeliensis*, *Erica arborea* i *Brachypodium retusum* és explicada pel segon component. En aquest component s'hi correlacionen positivament *Lavandula stoechas*, *Rhamnus alaternus*, *Asparagus acutifolius* i *Daphne gnidium*, *Rubia peregrina*, *Sedum sediforme* i espècies que configuren el grup de rebrotadores poc freqüents. Part de la variabilitat d'aquest últim grup també s'explica en el primer component.

A nivell de grups d'espècies no solapats en l'anàlisi de redundància, les 4 noves dimensions expliquen el 91,9% de la variabilitat de les dades inicials. El primer component, determinat per la freqüència d'incendis, explica el 47,8% de la variabilitat. El segon, tercer i quart components expliquen el 21,9%, el 13,8% i el 8,4% respectivament de la variabilitat. El test de Monte Carlo indica que hi ha relacions significatives entre la freqüència de foc i els grups d'espècies, amb  $F=20,18$  i  $p=0,002$ .

Els dos primers components d'aquesta última sèrie es representen en la Figura 6b. *Herbàcies*, *Gramínies* i *Brachypodium retusum* es troben correlacionats positivament amb la freqüència d'incendis, mentre que les germinadores obligades i les rebrotadores obligades disminueixen la seva probabilitat d'ocurrència a major número de focs. El grup de rebrotadores facultatives no té cap relació amb la freqüència d'incendis, una petita part de la seva variabilitat es correlaciona positivament amb el segon component, fet que indica

que la major part de la seva variabilitat vindria explicada per components posteriors. El segon component també explica part de la variabilitat de les germinadores obligades, *Brachypodium retusum*, *Herbàcies* i *Gramínies*.



**Figura 6.** Representació dels dos primers components obtinguts en l'anàlisi de redundància (A) sèrie a nivell d'espècie, (B) sèrie a nivell de grups d'espècies no solapats. La fletxa vermella representa la variable ambiental "freqüència d'incendis" i la resta de fletxes corresponen als grups d'espècies.

## Discussió

Una elevada freqüència d'incendis, es tradueix en una disminució de l'abundància del grup de les espècies llenyoses rebrotadores obligades. L'esgotament, degut a incendis repetits, dels nutrients i reserves, així com del banc de meristemes d'aquestes plantes disminueix la seva capacitat de resposta davant el foc (Canadell & López-Sòria 1998; Ferran *et al.* 1998; Pausas 2004). A més, cal tenir en compte que no tots els individus sobreviuen i rebroten després d'un incendi (López-Sòria & Castell 1992). En els inventaris realitzats a

l'estudi, *Erica arborea* és l'espècie dominant d'aquest grup. El treball realitzat per Franquesa (1995) a la península del cap de Creus mostra el notable vigor d'aquesta espècie per a colonitzar l'espai mitjançant rebrotos després d'un incendi. Aquesta resposta coincideix amb la mostrada en el present estudi en àrees amb freqüència baixa d'incendis. A major nombre d'incendis, però, la presència d'*Erica arborea* disminueix. Aquesta disminució es pot relacionar amb la reducció de nutrients (N, P, K) i carbohidrats (midó) en les estructures subterrànies d'aquesta planta (Canadell & López-Sória 1998) i a la pèrdua del reservori de nutrients al sòl (Ferran *et al.* 2005) degut a un règim d'incendis recurrent. La mateixa dinàmica s'ha observat al Garraf (Lloret *et al.* 2003) per a *Erica multiflora* on el seu recobriment disminueix progressivament en àrees cremades 1 i 2 vegades respecte àrees no cremades en un període de 31 anys. Un estudi realitzat per Eugenio *et al.* (2006), en comunitats de *Pinus halepensis* sobre sòls calcaris, descriu un menor desenvolupament i una més baixa concentració de nitrogen en els horitzons orgànics en àrees amb major recurrència de foc. Així, una elevada freqüència d'incendis pot incidir negativament sobre les propietats físiques i químiques del sòl, alterant-ne l'estructura i empobrint-ne la fertilitat. Resta per estudiar quin és l'efecte de la freqüència d'incendis sobre l'estructura i propietats de sòls silicis, substrats dominants a la península del cap de Creus.

La freqüència d'incendis ha comportat una evident transformació en les comunitats dominades per espècies llenyoses germinadores obligades. Tot i que molts arbusts germinadors obligats del NE de la península Ibèrica no mostren una dependència directa del foc per al reclutament (Lloret 1998), la irrupció del mateix obre nous espais permetent-ne l'establiment (Lloret *et al.* 2003). Les estepes (*Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis* i *Cistus salvifolius*) són les espècies dominants en les brolles de la península del cap de Creus (Franquesa 1995) i regeneren vigorosament després d'un foc (Cucó 1987, Franquesa 1995, Lloret *et al.* 2003), element que n'estimula la germinació (Thanos *et al.* 1992; Pausas 1999). A nivell de tota Catalunya també s'ha observat un increment d'aquest grup en boscos cremats (Lloret *et al.* 2005). En els inventaris realitzats, les estepes són les dominadores en freqüències baixes d'incendis, assolint màxima abundància en àrees cremades dues vegades, ja que el banc de llavors persisteix en el sòl i així poden regenerar per germinació després de l'incendi (Pausas 2004). Aquests resultats concorden amb els obtinguts per Lloret *et al.* (2003) en simulacions de diferents règims de foc fetes amb el model de vegetació FATE. Tot i aquesta vigorosa resposta de

les estepes, en freqüències de tres incendis hi ha un important declivi de les poblacions de les tres espècies de *Cistus* i en freqüències més elevades acaben desapareixent segurament, per esgotament del banc de llavors o per mort de les mateixes com a conseqüència de les reiterades pertorbacions. Per tant, pot deduir-se que la freqüència d'incendis és massa elevada per permetre el reompliment del banc de llavors a partir d'individus adults.

La menor competència deguda al declivi de les estepes en àrees incendiades tres vegades, pot haver permès assolir el màxim d'abundància a *Lavandula stoechas*. A freqüències més elevades, el cap d'ase encara apareix notablement en zones cremades 4 vegades i en menor mesura en freqüències de 5 incendis. Això pot ser degut a una major producció de llavors i a un cicle de vida més curt en comparació a les estepes. Tot i això, és evident que altes freqüències d'incendis poden esgotar o destruir part del banc de llavors fent-ne més difícil la regeneració. Una altra espècie germinadora obligada que aprofita la desaparició de les estepes i la disminució del cap d'ase a freqüències de 4 focs és *Ruta chalepensis*. És precisament en aquestes freqüències on assoleix el seu pic d'abundància, presentant una dinàmica diferent a la de les principals germinadores obligades: altes freqüències de foc afavoreixen el seu establiment. La disminució de la competència, un cicle de vida més curt i una possible lignificació de les llavors poden afavorir aquesta espècie davant règims de foc freqüents.

Les espècies rebrotadores facultatives romanen indiferents a la freqüència d'incendis. Els resultats obtinguts mostren com la seva abundància es manté al llarg de la freqüència de foc suggerint que aquest factor no intervé en la seva distribució o, si més no, que la capacitat per regenerar-se per rebrot i per germinació de les llavors els dona una avantatge pel manteniment postincendi de les seves poblacions. Tot i la capacitat d'aquestes espècies per regenerar-se a través de rebrotació i produir plàntules viables després del foc, no prenen una clara dominància en la comunitat vegetal postincendi com passa amb *Adenostoma fasciculatum* al chaparral californià (Keeley 1986) o *Genista tridentata* i *Staurocanthus boivinii* al sud d'Andalusia (Ojeda *et al.* 1996). No obstant això, és interessant remarcar un fet observat en aquest treball: gràcies al manteniment de l'abundància d'aquestes espècies amb la freqüència d'incendis, aquest grup de rebrotadores facultatives és el dominant en l'estrat arbustiu i subarbustiu de les comunitats vegetals amb règims de foc freqüents (5 incendis). Sobretot *Calicotome spinosa* per l'estrat arbustiu alt i, en menys mesura, *Helichrysum stoechas* i *Rubus ulmi-*

*folius* per l'estrat arbustiu baix són les responsables d'aquest patró observat. Les observacions realitzades per Franquesa (1995) per a la regeneració posterior a un incendi de *Calicotome spinosa*, suggereixen que l'estratègia rebrotadora seria més eficaç ja que el rebrots tenen un creixement més ràpid i, d'altra banda, alguns germinats tenen una elevada taxa de mortalitat. Les grans diferències morfològiques i taxonòmiques entre les espècies que pertanyen a aquest grup suggereixen la necessitat d'estudiar amb més profunditat les seves característiques demogràfiques i funcionals en relació al règim d'incendis.

La disminució de la capacitat regenerativa post-incendi de les espècies arbustives mitjançant mecanismes de rebrotació i germinació, ha quedat palesa en els inventaris i anàlisis realitzats. Així doncs, el model d'autosuccessió proposat per Hanes (1971) podria no donar-se a règims de foc freqüents (Lloret 1996) donant pas a la formació de noves comunitats vegetals. Aquests canvis comporten una simplificació estructural de les comunitats promoguda per una dominància de poblacions d'espècies herbàcies i, això, pot donar lloc a un procés de retroalimentació positiva en àrees amb focs freqüents (Zedler *et al.* 1983; Trabaud 1991; Vilà *et al.* 2001; Lloret *et al.* 2003; Delitti *et al.* 2005; Eugenio 2006). Els resultats del present treball han permès aportar evidències d'aquesta idea per als ecosistemes mediterranis: *Brachypodium retusum* i poblacions d'altres espècies d'herbàcies, incloses les gramínies, tendeixen a guanyar dominància amb la freqüència de focs, patró oposat al de les espècies llenyoses dominants d'estrats superiors.

*Brachypodium retusum* obté els recobriments més alts respecte a altres espècies en tots els règims de foc i mostra una tendència a l'augment amb la freqüència d'incendis, tot i no ser significativa. Aquesta dominància postincendi del llistó i el possible increment d'abundància amb la freqüència de foc concorden amb els resultats obtinguts per Caturla (2002) al nord d'Alacant, on s'observa un augment significatiu del recobriment de *Brachypodium retusum* en comunitats dominades per aquesta espècie a l'incrementar-se la freqüència d'incendis. *Brachypodium retusum* és una herba perenne amb un sistema rizomàtic molt ben desenvolupat i amb una gran capacitat de regeneració després d'un incendi, donat que aquests òrgans subterranis es troben a una profunditat suficient per sobreviure al foc i, a més, la seva reproducció sexual es veu afavorida durant el primer any posterior a l'incendi (Caturla *et al.* 2000). Aquest domini del llistó durant el primer any següent al foc i, per tant, en els estadis inicials de regeneració postincendi de la comunitat vegetal,

dóna a aquesta espècie un important paper en la protecció del sòl (Caturla *et al.* 2000; De Luis *et al.* 2004). A la península del cap de Creus, sis anys després de l'últim incendi corresponent a l'àrea estudiada, el recobriment de *Brachypodium retusum* és el més abundant en totes les parcel·les resultat del seu gran poder regeneratiu i colonitzador. Aquesta dinàmica es tradueix en una important acumulació de biomassa seca altament inflamable que podria facilitar la ignició i propagació del foc (Eugenio & Lloret 2006). En conseqüència, aquesta espècie podria veure's afavorida per l'increment de la freqüència d'incendis. Resultats semblants s'han observat al Garraf (Vilà *et al.* 2001) per a la gramínia *Ampelodesmos mauritanica*.

Aquest mecanisme de retroalimentació també afectaria les poblacions dels grups d'Herbàcies i Gramínies a l'àrea d'estudi de la península del cap de Creus. El recobriment de les poblacions d'aquests dos grups augmenta amb la freqüència de foc presentant els màxims valors en àrees cremades 5 vegades. Així, la progressiva acumulació de biomassa seca permetria una periodicitat més freqüent d'incendis afavorint la capacitat reproductora de les poblacions de Gramínies i Herbàcies. D'aquesta manera, a l'àrea d'estudi, s'observa una progressiva transformació de les brolles i màquies amb un estrat arbustiu ben desenvolupat, en herbassars dominats per *Brachypodium retusum* i poblacions de plantes herbàcies i altres gramínies amb un estrat arbustiu secundari menys abundant i desenvolupat.

## Referències

- Arnan, X. (2006) Dinàmica postincendi i interaccions entre plantes i formigues mediterrànies. Tesi doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Canadell, J.; López-Soria, L. (1998) Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology*, **12**, 31-38.
- Caturla, R.N.; Reventós, J., Guàrdia, R. & Vallejo, V.R. (2000) Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia Region (eastern Spain). *Acta Oecologica*, **21**(1), 1-12.
- Caturla, R.N. (2002) Efecte del foc i la recurrència d'incendis en camps abandonats dominats per *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv. a la comunitat Valenciana. Tesi doctoral. Universitat d'Alacant.
- Cucó, M.Ll. (1987) Mecanismes de regeneració. *Quaderns d'Ecologia aplicada. Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres*



- pertorbacions*. Diputació de Barcelona.
- Delitti, W.; Ferran, A.; Trabaud, L. & Vallejo, V.R. (2005) Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. Shrublands of the Valencia Region (Spain): I. Plant composition and productivity. *Plant Ecology*, **177**, 57-70.
- De Luis M.; Ranventós J.; Cortina J.; González-Hidalgo J.C. & Sánchez J.R. (2004) Fire and torrential rainfall effects on the perennial grass *Brachyodium retusum*. *Plant Ecology*, **173**, 225-232.
- Eugenio, M. & Lloret, F. (2004) Fire recurrence effects on the structure and composition of mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Ecoscience*, **11**(4), 446-454.
- Eugenio, M.; Lloret, F. & Alcañiz, J.M. (2006) Regional patterns of fire recurrence effects on calcareous soils of Mediterranean *Pinus halepensis* communities. *Forest Ecology and management*, **221**, 313-318.
- Ferran, A.; Delitti, W. & Vallejo V.R. (2005) Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): II. plant and soil nutrients. *Plant Ecology*, **177**, 71-83.
- Franklin J.; Syphard, A.D.; Mladenoff, D.J.; He, H.S.; Simons, D.K.; Martin, R.P.; Deutsschman, D. & O'Leary, J.F. (2001) Simulating the effects of different fire regimes on plant functional groups in southern California. *Ecological Modelling*, **142**, 261-283.
- Franklin, J.; Syphard, A.D.; He, H.S & Mladenoff, D.J. (2005) Altered fire regimes affect landscape patterns of plant succession in the foothills and mountains of southern California. *Ecosystems*, **8**, 885-898.
- Franquesa, T. (1995) El paisatge vegetal de la península del Cap de Creus. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Hanes, T.L. (1971) Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, **41**, 27-52.
- Keeley, J.E. (1986) Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems* (eds. Dell, B., Hopkins, A.J.M. & Lamont, B.B.) pp 95-112. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- López Soria, L. & Castell, C. (1992) Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia*, **91**, 493-499.
- Lloret, F. (1996) La resposta de la vegetació al foc: la dinàmica de la comunitat vegetal. *Ecologia del foc* (ed. Terrades, J.) pp 157-161. Edicions Proa, S.A., Barcelona.
- Lloret, F. (1998) Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 417-430.
- Lloret, F.; Pausas J.G. & Vilà, M. (2003) Responses of mediterranean plant species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecology*, **167**, 223-235.
- Lloret, F.; Estevan, H.; Vayreda, J. & Terradas, J. (2005) Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia*, **146**, 461-468.
- Niñerola, M.; Pons, X.; Roure, J.M. (2000) A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology*, **20**, 1823-1841.
- Noble, I.R. & Slatyer, R.O. (1980) The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, **43**, 5-21.
- Ojeda, F.; Marañón, T. & Arroyo, J. (1996) Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in Southern Spain. *International Journal Wildland fire*, **6**, 191-196.
- Papió, C. (1994) Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies. Institut d'estudis Catalans, Barcelona.
- Pardini, G.; Gispert, M. & Dunjó, G. (2004) Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*, **328**, 237-246.
- Pausas, J.G. (1998) Modelling fire-prone vegetation dynamics. *Fire and Landscape Ecology* (ed. Trabaud, L.), pp 327-334. International Association of Wildland Fire, Fairland, Washington.
- Pausas, J.G. (1999) Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology*, **140**, 27-39.
- Pausas, J.G. (2004) La recurrència de incendios en el monte mediterráneo. *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo* (eds. Vallejo, V.R. & Alloza, J.A.) pp 47-64, Fundación CEAM.
- Pausas J.G. (2006) Simulating mediterranean landscape pattern and vegetation dynamics under different fire regimes. *Plant Ecology*, **187**, 249-259.
- 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*, **85**, 1085-1100.
- Pausas, J.G. & Ramos, J.I. (2004) Landscape pattern, fire regime and vegetation dynamics. A

- modelling approach. *Proceedings 10th MEDECOS Conference* (eds. Arianoutsou & Papanastasis). Millpress, Rotterdam.
- Piñol, J.; Terrades, J. & Lloret, F. (1998) Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic change*, **38**, 345-357.
- Pons, X. (1996) Estimación de la Radiación Solar a partir de modelos digitales de elevaciones. Propuesta metodológica. A: *VII Coloquio de Geografía Cuantitativa, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección* (eds. Juaristi, J. i Moro, I.), Vitoria-Gasteiz.
- Thanos, C.A.; Georghiou, K.; Kadis, C. & Pantazi, C. (1992) Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel Journal of Botany*, **41**, 251-263.
- Trabaud, L. (1991) Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science*, **2**, 307-314.
- Trabaud, L. (1994) Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. *The Role of Fire in Mediterranean-type Ecosystems* (eds. Moreno, J.M. & Oechel, W.C.), pp 1-15. Springer-Verlag, New York.
- Vilà M.; Lloret F.; Ogheri E. & Terradas J. (2001) Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and management*, **147**, 3-14.
- Zedler, P.H.; Gautier, C.R. & McMaster, G.S. (1983) Vegetation change in response to extreme events: The effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology*, **64**(4), 809-818.