



Universitat Autònoma de Barcelona

FACULTAT DE CIÈNCIES

Secció de Ciències Ambientals

EFFECTE DE LA FREQUÈNCIA D'INCENDIS SOBRE
L'ESTRUCTURA I COMPOSICIÓ DE LES COMUNITATS
VEGETALS A LA PENÍNSULA DEL CAP DE CREUS

Memòria del Projecte de Fi de Carrera de Ciències Ambientals presentada per:

Albert Vilà i Cabrera

Amb el vist-i-plau del director de projecte:

Dr. Francesc Lloret i Maya

Catedràtic d'Ecologia

Universitat Autònoma de Barcelona

Bellaterra, setembre de 2007

Els olivars, que bells són sempre! Camino pels corriols recòndits, tancats, flanquejats de parets, que semblen guardar un secret. El vent em porta les paraules amb una inusitada precisió. Continuo caminant a poc a poc i m'entra, com un desig de no fer soroll, com un respecte al seu solitari palpit arcan. Tot està immersit a dins d'una pau grandiosa i assolellada. L'aire juga amb les fulles de les oliveres. Al meu voltant, les parets, les terrasses superposades, el camí, el flanc arbrat de la muntanya, l'aire de vidre, semblen haver-se aturat i suspès en un èxtasi sense balbuceig en la vaguetat del secret. Flota a l'atmosfera una sensació de misteri natural, sense mistificació –el simple misteri del lloc amagat i fora mà, fos en la massa i en la forma de les coses -. Tot el que s'hi esdevé queda meravellosament ocultat pel propi paisatge, sota dels arbres clars i inextricables. Però és que s'hi esdevé alguna cosa? Probablement res. Potser només cal dir que, així com hi ha paisatges que retornen, centuplicada, la claredat que reben, aquest paisatge amaga, per la llunyania i el recolliment, i converteix en furtiva la pròpia ordenació. Així el secret i el misteri, sota la llum tan clara, formen l'essència més concreta del seu esperit, esdevenen el seu palpit arcanic .

Josep Pla

AGRAÏMENTS

Començo els agraïments per en Paco Lloret, el meu tutor. Per donar-me l'oportunitat de realitzar aquest treball. Per haver-me permès descobrir, conèixer i estudiar un petit bocí d'aquest medi que ens rodeja, del que en vivim, en depenem i del que en formem part. Gràcies per haver-me ensenyat i per estar sempre disposat.

A la Marta. Des del primer moment em vas fer costat i em vas ajudar en aquest treball, involucrant-te i interessant-te pel seu progrés. Quin mostreig! Te'n recordes? Gràcies per ajudar-me amb els transsectes amunt i avall. Per la teva paciència, per ser com ets i especialment a tu, gràcies.

Al Quico, pare i col·laborador. Junts vam realitzar els primers passos i exploracions pel terreny tot descobrint els magnífics paisatges de la península.

A la meva mare, l'Asun. Gràcies per tot mama!

Al meu germà Carles, gràcies per la portada! De veritat, és genial! I a la Maria, la meva cunyada empordanesa.

Als meus avis, resta de família i amics.

A la Sandra i l'Anna del CREAF per la seva ajuda i atenció.

A Victòria Riera, Xavier Vilabella, Begoña Cervera, Josep Maria Cervera i a la resta d'equip tècnic del Parc Natural del Cap de Creus, per la seva atenció i per haver-me obert les portes del Parc.

ÍNDIX

1. Introducció

1.1 El foc i la dinàmica de la vegetació en ecosistemes mediterranis	1
1.2 Estratègies regeneratives	2
1.3 Règim d'incendis	4

2. Objectius

3. La península del cap de Creus

3.1 Situació	8
3.2 Relleu	9
3.3 Geologia	10
3.4 Substrat edàfic	10
3.5 Clima	11
3.6 Vegetació	13

4. Material i mètodes

4.1 Àrea d'estudi	15
4.2 Mostreig de vegetació	18
4.3 Anàlisi de les dades	19

5. Resultats

6. Discussió

7. Conclusions

8. Referències

9. Annexes

Annex 1	49
Annex 2	50

1. INTRODUCCIÓ

1.1 El foc i la dinàmica de la vegetació en ecosistemes mediterranis

El paradigma basat en el fet que la vegetació és dinàmica i caracteritzada pel canvi conforma el concepte de successió, en què unes comunitats van substituint-ne d'altres al llarg del temps fins arribar a un estadi final anomenat *clímax*. Aquest, és un ecosistema molt organitzat i complex que defineix el límit extrem de la successió es manté estable en el temps i és determinat per les condicions climàtiques de la regió (Margalef 1974). En una destrucció irregular o a l'atzar d'elements de l'estructura d'un ecosistema, es pot parlar de procés de regressió i d'interrupció de la successió. A escala local, en la perifèria de l'àrea afectada existeixen tots els elements necessaris perquè, un cop deixi d'actuar l'agent pertorbador, la successió es restableixi amb gran rapidesa. En això consisteix el procés de successió secundària (Margalef 1974).

El foc és una antiga, universal i ecològica força que juga un paper important en la formació i evolució de moltes de les comunitats vegetals i paisatges dels ecosistemes mediterranis (Trabaud 1994). A més, les condicions climàtiques i la vegetació que s'hi ha desenvolupat afavoreixen els incendis forestals tot i que no són exclusius del món mediterrani (Terrades 1996).

Nombrosos estudis han demostrat l'elevada resiliència de les comunitats vegetals mediterrànies (Keeley 1986; Papió 1994; Trabaud 1994; Franquesa 1995; Pausas *et al.* 1999), definida com la capacitat de recuperació de l'estructura i funció d'un ecosistema després d'una pertorbació (Malanson, 1987; Sabaté & Gracia 1996). Aquesta capacitat de recuperació de les comunitats vegetals després d'un incendi ve determinada per l'acció conjunta de les resiliències individuals de les diferents espècies que componen la comunitat (Keeley 1986; Lloret 2004).

Així, el foc és un dels principals causants de successió secundària en comunitats vegetals, i els patrons successional resulten fonamentalment de les espècies implicades. Tot i això, la recuperació postincendi de les comunitats vegetals en els 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).

1.2 Estratègies regeneratives

La recuperació de les comunitats vegetals mediterrànies després d'un incendi es produeix, en gran mesura, degut a les característiques de les espècies de plantes presents abans del foc, les quals es tradueixen en la capacitat de desenvolupar diferents estratègies de regeneració.

Aquesta capacitat regenerativa postincendi i els diferents mecanismes que tenen les espècies vegetals ha estat àmpliament estudiada en el marc dels ecosistemes mediterranis (Keeley 1986; Cucó 1987; Trabaud & Papió 1987; Lloret et al. 1999; Valbuena, L. & Trabaud, L. 2001; etc.). Després d'un foc, la resposta de la vegetació ve donada per la rebrotada i la capacitat d'establiment postincendi. En funció d'aquesta resposta al foc es poden distingir clarament dues estratègies regeneratives: rebrotació i germinació, que permeten reconèixer tres grups d'espècies vegetals (Trabaud 1987, Pausas et al. 2004): germinadores obligades, rebrotadores obligades i rebrotadores facultatives.

El primer tipus (germinació obligada) correspon a aquelles espècies sense capacitat per rebrotar i que són eliminades completament després del foc. Tot i això, les poblacions poden persistir a través del banc de llavors emmagatzemades al sòl, llavors mantingudes a les plantes cremades en fruits seròtins o llavors dispersades des de zones veïnes no cremades. Per exemple, és ben coneguda la capacitat de les espècies del gènere *Cistus* per produir una gran quantitat de llavors que resten emmagatzemades al sòl i que germinen vigorosament després

d'un incendi (Cucó 1987 & Papió 1994). D'altra banda, en espècies arbòries com alguns pins, l'obertura de les pinyes i la posterior alliberació dels fruits només es produeix en presència de foc (fruits seròtins). En són exemples *Pinus banksiana* i *Pinus contorta* d'Amèrica del Nord (Trabaud 1987). A la conca Mediterrània *Pinus halepensis* i *Pinus pinaster* presenten alguns fruits seròtins, tot i que també poden obrir-se en absència de foc (Lamont *et al.* 1991; Pausas *et al.* 2003; Lloret 2004).

Les espècies rebrotadores obligades no produeixen plàntules després del foc. Es regeneren a través de meristems existents que sobreviuen al foc gràcies a estructures aèries protectores com l'escorça o a les bases foliars i a estructures subterrànies com lignotubers, rizomes, bulbs, etc. (Trabaud 1987 & Lloret 2004). Moltes espècies de les comunitats vegetals mediterrànies tenen capacitat per rebrotar després d'un incendi. En són exemples *Quercus coccifera* (Trabaud 1987 & Papió 1988), *Quercus suber*, *Quercus ilex* i *Olea europaea* (Franquesa 1995) i espècies herbàcies com *Brachypodium retusum* (Caturla *et al.* 2000).

El tercer tipus correspon a espècies rebrotadores facultatives que poden tant rebrotar com germinar. En són exemples *Chamaerops humilis* i *Dorychnium pentaphyllum* a la conca mediterrània (Papió 1994) i *Adenostoma fasciculatum* al chaparral californià (Keeley 1987).

Tot i aquestes estratègies regeneratives que presenta la vegetació mediterrània, els patrons espacials i temporals que caracteritzen les pertorbacions com el foc poden comprometre la viabilitat de les comunitats vegetals i, encara més, si aquests patrons es veuen alterats per factors aliens al sistema. Per aquesta raó, cal considerar la variabilitat espacial i temporal dels incendis com un element més dins la dinàmica de l'ecosistema.

1.3 Règim d'incendis

Les pertorbacions són fonts d'heterogeneïtat espacial i temporal en les comunitats naturals (Sousa 1984), i el foc és una de les principals fonts de pertorbació en els ecosistemes mediterranis (Whelan 1995). El terme règim d'incendis fa referència a la caracterització dels focs que afecten a un espai determinat al llarg del temps (Lloret 2004).

Es reconeixen diferents components que caracteritzen el règim de pertorbacions i que cal definir per evitar confusions conceptuals. La *intensitat* mesura la magnitud física de la pertorbació, l'energia alliberada pel foc. La *severitat* es refereix al grau d'afectació de la pertorbació en els organismes o propietats del sistema. L'*extensió* és l'àrea afectada per la pertorbació. L'*estacionalitat* és l'època de l'any que es produeix la pertorbació. La *frequència* es defineix com el número de pertorbacions que es produeixen en una àrea determinada al llarg d'un període de temps determinat. L'*interval* és el temps transcorregut entre dos focs consecutius en un mateix lloc. Es defineix la *recurrència* com el període de retorn que té una pertorbació en un indret determinat, és a dir, el temps que ha de passar perquè una pertorbació es torni a produir en un mateix lloc (Fox & Fox 1987; Lloret 2004).

La dinàmica de la vegetació dels ecosistemes mediterranis ve determinada pel règim d'incendis (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). Resta per veure quina és la resposta de la vegetació a aquests canvis tant ràpids.

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). Altres models indiquen que altes freqüències estan associades a una disminució en l'abundància dels gèneres *Pinus* i *Quercus* i a una tendència en l'augment d'*Erica* i *Cistus*, presentant aquest últim, junt amb *Rosmarinus*, pics de màxima abundància en recurrències intermèdies. Aquests resultats suggereixen canvis en l'estructura de comunitats dominades per espècies arbòries cap a màquies i brolles dominades per espècies arbustives (Lloret *et al.* 2003; Pausas & Ramos 2004; Pausas 2006). Tot i això, la dinàmica de la vegetació a llarg termini dels ecosistemes mediterranis no només depèn dels diferents règims de foc. Cal considerar la dimensió espacial: la distribució en l'espai de les espècies pot condicionar la dinàmica de la vegetació i la seva abundància a llarg termini. Això estableix una clara interacció entre els patrons espacials i el règim d'incendis (Pausas & Ramos 2004; Pausas 2004, 2006).

D'altra banda, la dificultat per obtenir dades de camp no ha permès desenvolupar gaires estudis sobre l'efecte de la freqüència d'incendis. Tot i això s'han publicat alguns treballs sobre la matèria (Lloret *et al.* 2003; Eugenio & Lloret 2004; Delitti *et al.* 2005) que han intentat trobar patrons, sota observacions de camp, sobre el comportament de les espècies en funció de la freqüència de foc. S'ha observat

que focs freqüents produeixen un augment en l'abundància de la gramínia rebrotadora *Ampelodesmos mauritanica* (Lloret *et al.* 2003) i una disminució de *Pinus halepensis* (Lloret *et al.* 2003; Eugenio & Lloret 2004) . Observacions al massís de Garraf (Barcelona) per Lloret *et al.* (2003) mostren que les rebrotadores no presenten canvis evidents a l'augmentar la freqüència de foc però s'observa una tendència a augmentar l'abundància de *Quercus coccifera* en àrees cremades un cop respecte àrees no cremades. En canvi no s'observen diferències significatives en aquesta espècie entre àrees cremades un cop respecte àrees cremades dues vegades. D'altra banda hi ha una disminució en *Erica multiflora*. 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. Aquests resultats, però, poden haver estat influenciats perquè les observacions han estat fetes poc temps després de l'últim incendi (Lloret *et al.* 2003). 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. Aquests resultats poden estar determinats per la limitació temporal dels estudis, per l'heterogeneïtat dels patrons espacials (variabilitat de les rèpliques) i a d'altres factors com la variabilitat de les condicions ambientals.

2. OBJECTIUS

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 regenerant-se vigorosament a freqüències baixes i presenten els seu pic d'abundància en freqüències intermèdies, i les espècies herbàcies augmenten a freqüències altes, sobretot degut a la rebrotadora *Brachypodium retusum* i a la disminució de germinadores obligades. Aquestes hipòtesis es basen en l'ajust entre la freqüència d'incendis i els cicles vitals i la capacitat d'obtenir i mantenir els recursos per part de les espècies. Així el desenvolupament d'estructures de reserva en espècies rebrotadores les faran menys sensibles al règim d'incendis, mentre que les espècies germinadores de vida més curta i dependents del banc de llavors ho seran més. Finalment, espècies herbàcies però amb alta capacitat regenerativa trobaran avantatge per la menor competència que es dóna després dels incendis.

3. LA PENÍNSULA DEL CAP DE CREUS

3.1 Situació

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) (Figura 1). Té una extensió d'uns 142 Km² i està integrada per l'extrem mediterrani dels Pirineus, des del coll de Quermançó fins al mar Mediterrani que l'envolta en la major part del seu perímetre. Tota l'àrea forma part de la Comarca de l'Alt Empordà i, administrativament, pertany als municipis de Cadaqués, el Port de la Selva, la Selva de Mar, Llançà, Vilajuïga, Pau, Palau-saverdera i Roses.

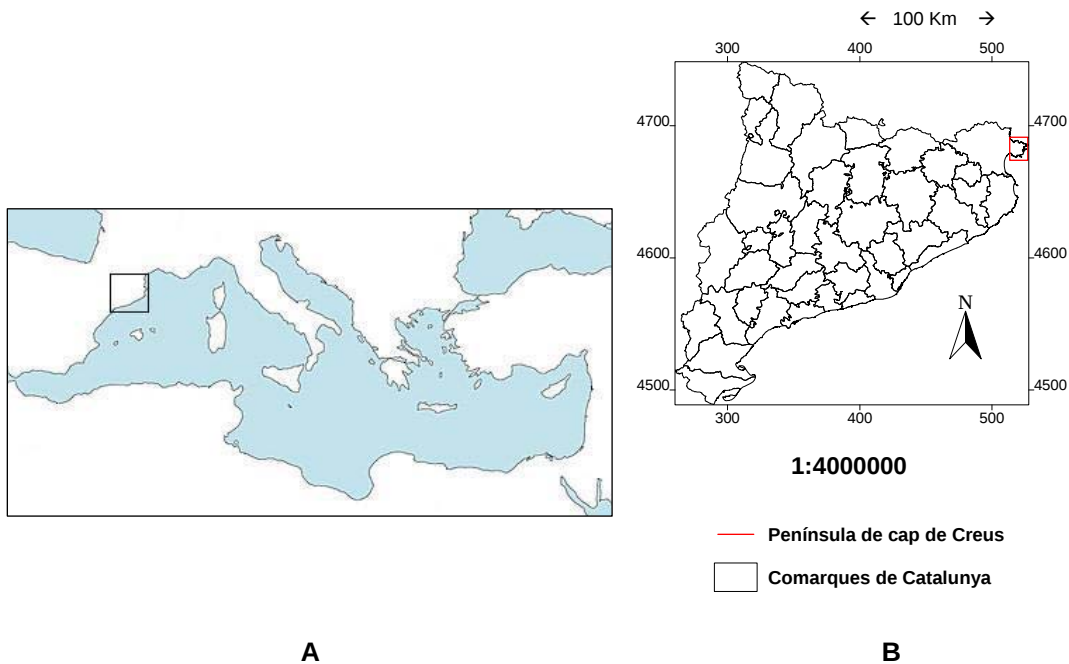


Figura 1. (A) Situació de Catalunya a la conca mediterrània (B) Situació de la península del cap de Creus a Catalunya. Font: elaboració pròpia.

El Parc Natural del Cap de Creus, integrat dins la península, té una superfície de 13.866 ha de les quals 10.813 corresponen a la part terrestre i 3.073 a la marina. Va ser creat per la Llei 4/1998 de 12 de Març i va representar el primer parc maritimoterrestre declarat a Catalunya.

3.2 Relleu

La península del cap de Creus representa la continuació de la serra de l'Albera. És constituïda per la serra de Rodes o de Verdera que té el seu punt culminant a Sant Salvador Saverdera (670 m). Des d'aquí diferents ramificacions configuren un relleu trencat on destaquen el puig Pení (513 m), el puig Alt (490 m), el puig de l'Àguila (463 m) i la muntanya Negra (433 m). Les vessants de les serralades, modelats per l'acció erosiva de la xarxa hidrogràfica, tenen pendents molt pronunciats sovint superiors al 20 %. Els pendents suaus es troben en petites planes al·luvials i depressions o en altiplans de reduïda extensió.

Els torrents i rieres són molt nombrosos. Tot i això, són de poca importància pel què fa al cabal d'aigua. Estan sotmesos a un règim de pluges mediterrani i sovint apareixen eixuts o només mantenen aigua en tolls i trams de pendent suau. Molts són d'escàs recorregut i aboquen directament al mar en petites cales. Alguns exemples són el rec de Talabre, rec d'Aiguadolç, rec de Ravener, rec de cala Bona i rec Fons. Altres torrents alimenten les rieres principals com la riera de la Valleta, riera de Rubies o Romanyac, riera de Tavallera, riera de Sant Vicenç o de Cadaqués, riera de Vilajuïga, riera de Pau i riera de la Trencada. Aquestes rieres s'obren a la mar en platges més grans o són tributàries de la Muga.

El litoral és format per una costa abrupta i accidentada, generada per la penetració brusca de l'alineació pirinenca en el mar. Un seguit de petites cales, badies, penya-segats, puntes i illots caracteritzen aquesta costa on destaquen el cap de Creus, cap de Norfeu, cala Montjoi, cala Jónculs, cala Nans, cala Tavallera, illa de Port-Iligat, illa Castellar, badia de Cadaqués, entre moltes altres formacions de variada toponímia.

3.3 Geologia

El Cap de Creus consisteix en l'endinsament dels Pirineus a la Mediterrània. D'aquesta manera, la línia de costa altera el seu traçat general per tal de resseguir un bocí de terra que penetra uns 10 km mar endins. És aquí on la serralada pirinenca culmina la seva extensió amb una petita ramificació muntanyenca envoltada de mar.

Geològicament, el Cap de Creus està format per una gran diversitat de minerals i de roques paleozoiques, de les més antigues de Catalunya, tant d'origen sedimentari com igni. El seu origen està lligat a la formació de l'antiga serralada Herciniana, els materials de la qual afloren posteriorment per efecte de l'aixecament pirinenc. De fet, constitueix la prolongació més oriental dels Pirineus axials.

S'hi poden distingir dues unitats: un conjunt extens de roques sedimentàries, més o menys metamòrfiques, amb intercalacions ígnies; i dos cossos granitoides, situats a la serra de Rodes. Els materials metamòrfics més abundants corresponen a les grauvaques, esquists i pissarres, però localment apareixen calcàries marmoritzades al cap Norfeu i gneissos al Port de la Selva.

Cal destacar també, la particularitat de les actuals formes erosives, producte de l'acció de la tramuntana i de les sals marines.

3.4 Substrat edàfic

De manera potencial, seria d'esperar que els sòls dominants al Cap de Creus fossin prims i poc evolucionats, ja que bona part de la superfície compta amb pendents pronunciats. Aquesta topografia està altament sotmesa a l'erosió i això dificulta la formació de sòls profunds. Tot i això, a les parts baixes de pendents més suaus i a les zones d'altiplà, s'esperaria la formació d'estructures edàfiques més complexes.

Però la realitat és que la llarga tradició agrícola que caracteritza la zona, ha fet que pràcticament tots els terrenys del cap de Creus hagin estat conreats alguna vegada. L'home ha fet una transformació gairebé total dels sòls a través d'accions com són la creació de feixes, l'homogeneïtzació dels perfils pels remenats de terres i una mala gestió que sovint ha conduït a una erosió més accentuada del compte.

És per això que actualment tot el territori està dominat per sòls poc evolucionats i estructuralment simples de tipus *Lithic xerorthent* (segons la classificació de la Soils Taxonomy System). Aquests sòls es caracteritzen per una sola capa de matèria orgànica de poca potència que s'estén directament sobre la roca mare, en aquest cas constituïda per granitoides o esquistos amb un major o menor grau de meteorització.

En bona part de la península del cap de Creus, el substrat és eminentment silícic. Puntualment es poden trobar sòls calcaris a les zones d'aflorament de calcàries com són el cap de Norfeu i la punta Falconera.

3.5 Clima

La península del cap de Creus es situa en la regió mediterrània i es afectada per un clima general de tipus *xerotèric* o *mediterrani*. Aquest es caracteritza per la manca d'un període hivernal intens i l'existència d'un prolongat període estival. Les precipitacions assoleixen el seu pic màxim a la tardor i a la primavera, mentre que l'estiu es caracteritza per tenir una clara escassetat hídrica. La temperatura té el seu màxim a l'estiu, mentre que a l'hivern manté els seus mínims a valors moderats. La Figura 2 mostra la variació de la temperatura mitjana, temperatura mínima, temperatura màxima i precipitació mensuals a la península del cap de Creus. S'observa com les temperatures màximes s'assoleixen als mesos d'estiu sent també l'època menys plujosa de l'any. Les precipitacions es concentren a la primavera i sobretot durant la tardor.

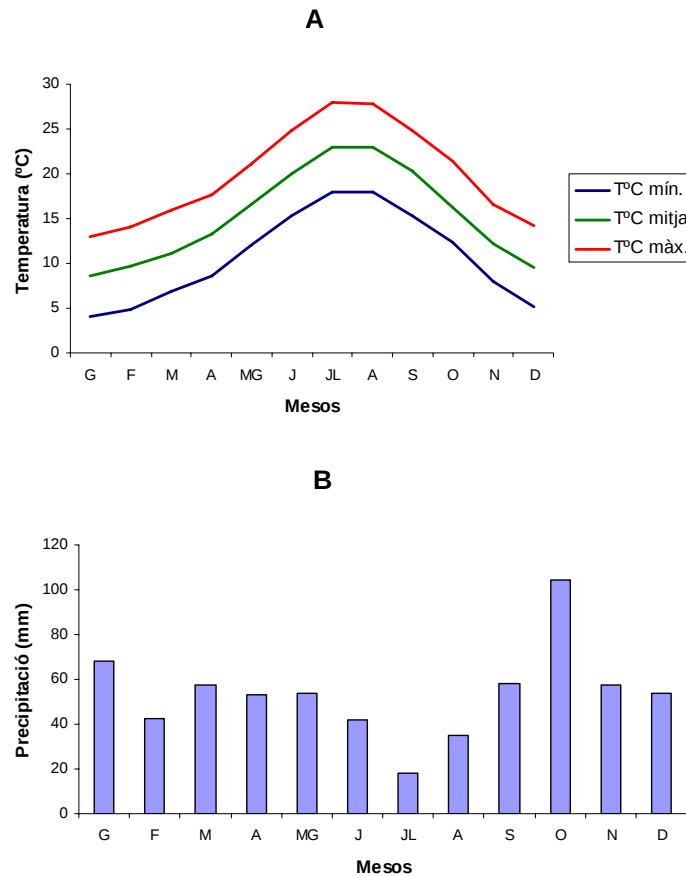


Figura 2. (A) Temperatura mitjana mensual i (B) precipitació mitjana mensual a la península del cap de Creus. Font: elaboració pròpia a partir de dades de les estacions meteorològiques de Cadaqués, Roses i El Port de la Selva extretes de l'Atlas Climàtic Digital de Catalunya (Pons 1996; Niñerola *et al.* 2000) .

Segons la divisió bioclimàtica dels Països Catalans proposada per Bolós i Vigo (1984), la península del cap de Creus es troba situada a la *regió de tramuntana*. Aquesta regió es troba englobada en els climes mediterranis subhumits i subàrids de terra baixa, per bé que en aquest cas presenta unes característiques més seques, amb almenys un mes peràrid, i amb una forta presència de vent sec de component nord: la tramuntana. Aquest vent té un paper decisiu en la distribució de la vegetació, ja que exerceix una acció mecànica destructiva sobre les plantes i, a més, n'accentua l'evapotranspiració. A la costa, té un efecte corrosiu fruit dels cristalls de sal que arrossega dels aerosols marins.

Sobretot a l'estiu, la tramuntana crea un ambient molt sec que accentua encara més l'eixut estival. Aquestes condicions afavoreixen l'aparició i

expansió de focs. De fet, la península de cap de Creus, junt amb la serra de Tivissa, són les àrees de Catalunya amb més vents dominants que aviven l'activitat i faciliten l'expansió de focs, sent també les zones amb més freqüència d'incendis (Salvador *et al.* 2000). A la península del cap de Creus, s'ha constatat que en els darrers 20-30 anys s'han produït de 3 a 6 incendis en un mateix punt (Díaz-Delagado & Pons 2001).

3.6 Vegetació

Els factors ambientals climàtics i edàfics són fonamentals en la configuració de la vegetació d'una determinada regió. La península del cap de Creus es troba en plena regió mediterrània septentrional, on la vegetació climàtica correspondria a formacions forestals d'escleròfil·les.

Molt lluny queda el paisatge actual de la península del què seria la seva vegetació potencial. La vegetació no solsament és influenciada pels factors ambientals, sinó també per l'ús que l'home ha fet del territori al llarg de la seva història. L'agricultura, practicada en feixes que han escalonat els pendents amb infinites parets de pedra seca des de l'edat mitjana, és l'activitat que ha determinat més decisivament l'aspecte del territori i les característiques de la vegetació. Aquesta pràctica, va perdurar activament fins l'arribada de la fil·loxera al 1879. La crisi de la fil·loxera va significar un punt d'inflexió per a l'activitat agrícola de la península del cap de Creus, que va entrar en decadència i, a mitjans del segle XX, va ser abandonada definitivament. A partir d'aquest moment, el turisme va prendre el relleu del motor econòmic de la regió. També la pastura ha estat un agent força important en la modelització del paisatge des de molt antic, tot i quedant en el present com a activitat testimonial.

Avui dia, la península del cap de Creus és un immens conreu abandonat on la dinàmica i composició de la vegetació venen determinades per la freqüent presència del foc i la resposta de les espècies que configuren les comunitats vegetals davant d'aquest agent ecològic. La major part de la superfície de la península està dominada per brolles amb les estepes com a espècies

principals i màquies on hi són predominants el bruc i l'argelaga negra. Aquestes formacions corresponen a estadis successionalss poc avançats en el procés de recolonització per part de la vegetació deguda a l'abandonament dels conreus. Aquests estadis es mantenen al llarg del temps sobretot per efecte dels incendis repetits (Franquesa 1995).

4. MATERIAL I MÈTODES

4.1 Àrea d'estudi

La recerca de les parcel·les experimentals es va realitzar sobre el terreny amb l'ajut dels mapes: *Mapa Topogràfic Nacional d'Espanya* (full 259-1) a escala 1:25000 i el mapa de freqüències d'incendis des de l'any 1976 a escala 1:50000 (Mapa d'Incendis de Catalunya; Díaz-Delgado *et al.* 2004). També van ser utilitzats sistemes d'informació geogràfica. El primer pas va consistir en l'elecció de la zona de treball adequada. Per l'objectiu de l'estudi, l'àrea d'estudi havia de ser heterogènia en freqüència d'incendis, que l'últim foc s'hagués produït al mateix any en totes les parcel·les i que hagués passat un temps raonable des d'aquest darrer incendi per trobar vegetació desenvolupada. Seguint aquests criteris, i a partir dels mapes disponibles, es va escollir 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).

Durant el període de Desembre de 2006 a Març de 2007 es van seleccionar parcel·les amb diferents freqüències de foc (de 1 a 5 incendis) i amb el màxim d'homogeneïtat possible en quant a altitud, orientació i pendent. Es van escollir 24 parcel·les de 25 x 25 m (625 m²), 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. No es van poder aconseguir el mateix nombre de parcel·les per a cada freqüència de focs. Així doncs, es van obtenir 6 i 7 parcel·les per a freqüències de 1 i 2 incendis respectivament, 3 i 4 parcel·les cremades 3 i 4 vegades respectivament i 4 parcel·les cremades 5 vegades (Taula 1). De tota la zona de l'últim incendi, es va treballar a la part nord, al voltant de Cadaqués (Figura 3) 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.

Taula 1. Caracterització de les parcel·les experimentals. S'indiquen les espècies més abundants per a cada estrat de vegetació: (A) estrat arbustiu alt, (B) estrat arbustiu baix i (C) estrat herbaci. L'espècie senyalitzada amb l'asterisc correspon a la més abundant en la parcel·la. Font: elaboració pròpia.

Localitat	Coordenades UTM		Altitud (m)	Orientació	Pendent	Freqüència incendis	Espècies principals		
	UTM X	UTM Y					A	B	C
1. Ses Closes	521130	4682713	162	ESE	10-15%	3	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i> *	<i>Brachypodium retusum</i>
2. Ses Closes	521099	4682910	161	ESE	10-15%	4	<i>Erica arborea</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Herbàcies</i> *
3. Vinya de l'Andreu	521829	4683239	172	ESE	10-15%	3	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
4. Escuma Negra	521718	4683594	200	ESE	10-15%	5	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Herbàcies</i> *
5. Olivar d'en Caminada	521861	4683504	191	ESE	5-10%	3	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
6. Vinya de l'Andreu	521758	4682983	163	SE	5-10%	5	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
7. Ses Closes	521082	4683092	184	ESE	10-15%	4	<i>Daphne gnidium</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
8. Puig de Sant Vicenç	521996	4682684	141	ESE	5-10%	4	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
9. Puig Ferral	522547	4682889	120	SSE	10-15%	2	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Cistus albidus</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
10. Olivar d'en Caminada	522369	4683155	130	SE	5-10%	1	<i>Erica arborea</i>	<i>Cistus monspeliensis</i> *	<i>Brachypodium retusum</i>
11. Olivar d'en Caminada	522156	4683320	148	SE	5-10%	1	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Cistus monspeliensis</i> *	<i>Brachypodium retusum</i>
12. Puig d'Aiguadolç	522513	4680892	99	ESE	5-10%	1	<i>Erica arborea</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
13. Els Carrions	521201	4682560	152	E	5-10%	5	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
14. Puig d'Aiguadolç	523114	4680708	85	ESE	10-15%	1	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Cistus albidus</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
15. Olivar d'en Riera	522967	4680524	90	SE	5-10%	2	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
16. Olivar d'en Riera	522643	4680307	127	SSE	5-10%	2	<i>Erica arborea</i>	<i>Cistus monspeliensis</i> *	<i>Herbàcies</i>
17. Olivar d'en Riera	522791	4680619	104	SSE	5-10%	2	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
18. Olivar d'en Riera	522630	4680607	120	E	5-10%	2	<i>Erica arborea</i>	<i>Cistus monspeliensis</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
19. Ses Closes	521392	4683094	189	SE	10-15%	5	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
20. Font d'en Santo	521565	4682924	165	SE	5%	4	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
21. Olivar d'en Baró	522547	4681262	73	E	5%	1	<i>Spartium junceum</i>	<i>Cistus albidus</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
22. Plans de sa Basarda	521997	4681297	148	SE	5%	2	<i>Erica arborea</i>	<i>Cistus monspeliensis</i> *	<i>Brachypodium retusum</i>
23. Font d'en Melos	522367	4681462	74	SE	10-15%	1	<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Lavandula stoechas</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *
24. Font d'en Melos	522208	4681297	104	SE	5-10%	2	<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Cistus salviifolius</i>	<i>Brachypodium retusum</i> *

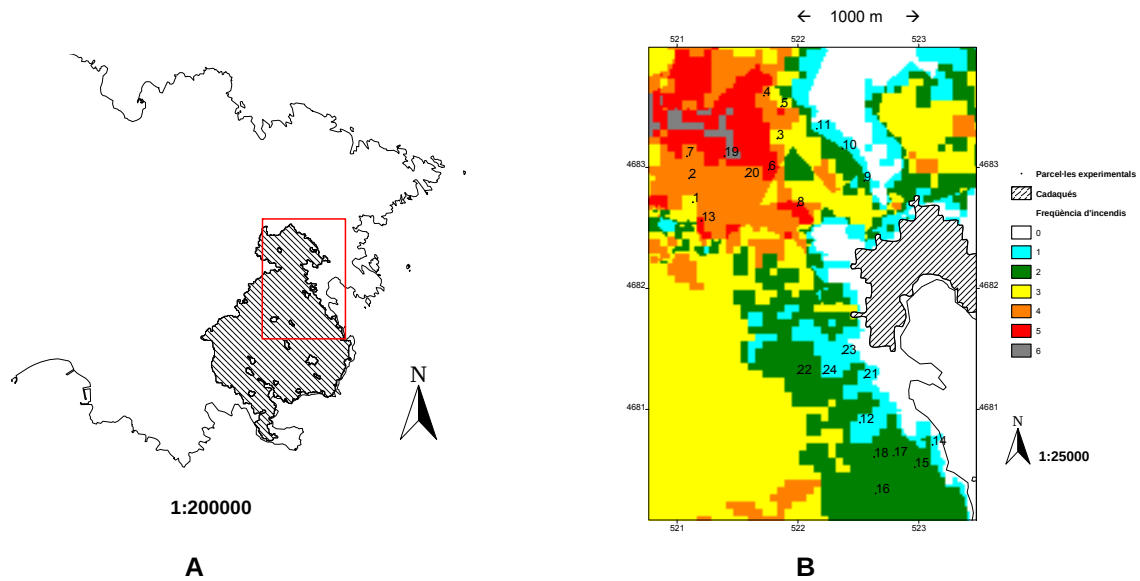


Figura 3. (A) Situació de l'àrea d'estudi (rectangle vermell) a la península del cap de Creus. La superfície ratllada correspon a l'incendi de l'any 2001 (B) Situació de les parcel·les experimentals a l'àrea d'estudi i distribució de la freqüència d'incendis. Font: elaboració pròpia a partir del Mapa d'Incendis de Catalunya (Díaz-Delgado *et al.* 2004).

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 (Atles 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*).

4.2 Mostreig de vegetació

En cada parcel·la es van establir 8 transsectes (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 transsecte i 408 punts per parcel·la.



Fotografia 1. Fotografia de la parcel·la número 16 situada a l'Olivar d'en Riera i cremada dues vegades.
Font: elaboració pròpia.

Es van considerar les espècies herbàcies anuals i bianuals com a grup *Herbàcies* i les espècies graminoides 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.

4.3 Anàlisi de les dades

A partir de les dades obtingudes al mostreig de camp s'han calculat les abundàncies de les espècies a cadascuna de les 24 parcel·les i l'abundància mitja de les mateixes per a cada tipus de freqüència de foc (Annex 1). L'abundància s'ha calculat com a percentatge del número de contactes de l'espècie respecte el número total de punts d'observació a la parcel·la. Els resultats d'abundància d'*Olea europaea* no s'han inclòs a l'anàlisi ja que ha estat cultivada.

A partir de les dades d'abundància obtingudes, s'han agrupat les espècies seguint Pausas *et al.* (2004) segons la seva estratègia regenerativa post-incendi: 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. El valor d'abundància de cada grup correspon a la suma del de les espècies que el componen. Els grups establerts a partir dels diferents criteris considerats es detallen a continuació:

Criteris regeneratius

- 1- Arbusts/mates rebrotadors obligats:** *Asparagus acutifolius*, *Clematis flammula*, *Daphne gnidium*, *Erica arborea*, *Genista monspessulana*, *Lonicera implexa*, *Phyllirea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Rhamnus alaternus*, *Smilax aspera*, *Spartium junceum*.
- 2- Arbustos/mates rebrotadors facultatius:** *Calicotome spinosa*, *Helichrysum stoechas*, *Rubia peregrina*, *Rubus ulmifolius*, *Thymus vulgaris*.
- 3- Espècies germinadores obligades:** *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salviifolius*, *Lavandula stoechas*, *Rosmarinus officinalis* i *Ruta chalepensis*.
- 4- Rebrotadores poc freqüents:** Entre els arbusts i mates rebrotadors obligats, s'han ajuntat les abundàncies d'aquelles espècies molt poc

freqüents per la impossibilitat d'analitzar-les individualment. Aquestes espècies són: *Clematis flammula*, *Genista monspessulana*, *Lonicera implexa*, *Phyllirea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Smilax aspera* i *Spartium junceum*.

Criteris taxonòmics i de forma biològica

- 5- Herbàcies:** espècies herbàcies anuals i bianuals. També s'han inclòs *Foeniculum vulgare*, *Euphorbia sp pl* i *Sedum sediforme*.
- 6- Gramínies:** espècies de les Poàcies diferents a *Brachypodium retusum*.
- 7- Brachypodium retusum:** Aquesta espècie, s'ha considerat a part per la seva clara dominància en totes les parcel·les i pel diferent comportament que mostra respecte el grup *Gramínies*.
- 8- Cistus:** Entre les germinadores obligades, les diferents espècies del gènere *Cistus* han tingut un tractament diferenciat, ajuntant les seves abundàncies, per la importància i domini dels mosaics que formen les tres espècies d'estepa en determinades parcel·les.

D'aquesta manera s'han obtingut 8 grups diferenciats i s'han calculat les abundàncies de cadascun per parcel·la i freqüència d'incendis. A part d'analitzar estadísticament les dades d'aquests 8 grups d'espècies, també s'han analitzat les principals espècies individualment: *Aparagus acutifolius*, *Calicotome spinosa*, *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salviifolius*, *Daphne gnidium*, *Erica arborea*, *Foeniculum vulgare*, *Helychrisum stoechas*, *Lavandula stoechas*, *Rhamnus alaternus* i *Ruta chalepensis*. També s'ha analitzat el percentatge de recobriment corresponent a sòl nu.

Per tal de poder dur a terme el tractament estadístic, 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.

Per aquelles variables d'abundància amb distribució normal s'ha fet una ANOVA d'un factor en funció de la freqüència d'incendis. Per a les variables que no s'ha aconseguit una distribució normal s'ha fet una Kruskal Wallis

ANOVA, també en funció de la freqüència d'incendis. En l'ANOVA d'un factor, per a les variables que han mostrat diferències significatives pel factor "freqüència d'incendis" s'han fet comparacions *post hoc* utilitzant el test de Tukey i, en cas de no poder assumir l'homogeneïtat de variàncies, s'ha utilitzat el test de Games-Howell.

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 i aplicant *a posteriori* comparacions *post hoc* utilitzant el test de Tukey. El "síndrome germinador" correspon a la suma de les abundàncies dels grups d'espècies germinadores obligades i rebrotadores facultatives, mentre que el "no germinador" correspon a l'abundància de les rebrotadores obligades. El "síndrome rebrotador" correspon a la suma de les abundàncies dels grups d'espècies rebrotadores obligades i rebrotadores facultatives, mentre que el "no rebrotador" correspon a l'abundància de les germinadores obligades.

Per a realitzar aquests anàlisis s'ha utilitzat el paquet estadístic SPSS 14.0.

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. 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*). A nivell específic, s'han considerat per separat del grup de les *Herbàcies*: *Foeniculum vulgare*, *Euphorbia sp pl* i *Sedum sediforme*, espècies que han estat identificades per separat de les *Herbàcies* i així poder observar el seu comportament individual. 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. S'han aplicat anàlisis de correlacions entre els components obtinguts i la freqüència d'incendis.

D'altra banda, s'ha aplicat una anàlisi de redundància (RDA) incloent, *a priori*, la variable ambiental "freqüència d'incendis". També s'han realitzat dues aproximacions: una a nivell específic i l'altre amb els mateixos grups d'espècies. A nivell específic, també s'han considerat per separat de les *Herbàcies* a *Foeniculum vulgare*, *Euphorbia sp pl* i *Sedum sediforme*. L'objectiu de l'anàlisi ha estat percebre estructures subjacents en el comportament de les diferents espècies i grups condicionat per la freqüència de foc. En aquest anàlisi s'ha aplicat el test de significació de Monte Carlo, on es contrasta la hipòtesi nul·la en què no hi ha relació significativa entre les espècies o grups d'espècies i la freqüència d'incendis.

El paquet estadístic utilitzat en aquests anàlisis multivariants ha estat CANOCO 4.5.

A partir de l'anàlisi de components principals per als grups d'espècies, s'ha realitzat una regressió quadràtica entre les germinadores obligades i rebrotadores obligades. D'altra banda, s'han realitzat les següents regressions lineals: rebrotadores obligades vs *Herbàcies*, rebrotadores obligades vs *Gramínies*, germinadores obligades vs *Herbàcies*, germinadores obligades vs *Gramínies* i *Gramínies* vs *Herbàcies*. En totes les regressions s'ha realitzat una inspecció dels residus per comprovar l'acompliment dels supòsits de normalitat i homoscedasticitat. El paquet estadístic utilitzat ha estat SPSS 14.0.

5. RESULTATS

L'abundància del grup d'espècies llenyoses rebrotadores obligades disminueix significativament ($p < 0.05$) 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 4a). A nivell específic dins d'aquest grup, *Erica arborea* disminueix la seva abundància de manera significativa ($p < 0.05$) a l'augmentar la freqüència d'incendis (Taula 2). Els valors més baixos d'aquesta espècie s'obtenen en parcel·les cremades 5 vegades, mentre que els més alts en parcel·les d'1 i 2 focs (Taula 3). 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 (Figura 4b). 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 ($p < 0.001$) en freqüències de 4 i 5 focs, sent l'abundància d'aquest últim cas inferior al 15% (Figura 4c). En quant a les espècies que conformen aquest grup, mostren diferències significatives, respecte la freqüència d'incendis, *Cistus albidus* i *Cistus monspeliensis* ($p < 0.01$), *Lavandula stoechas* ($p < 0.05$) i *Ruta chalepensis* ($p < 0.001$) (Taula 2). *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 (Taula 3). *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 (Taula 3).

El grup de rebrotadores obligades poc freqüents disminueix significativament ($p < 0.05$) l'abundància en augmentar la freqüència de focs a 4 i 5 incendis respecte freqüències d'un incendi (Figura 5a). El grup de les *Herbàcies* augmenta significativament ($p < 0.001$) l'abundància en freqüències de 4 i 5 focs arribant a valors del 70% (Figura 5b). *Foeniculum vulgare* és representativa de la tendència d'aquest grup mostrant un augment significatiu ($p < 0.001$)

d'abundància en freqüències altes de foc (Taula 2). Aquesta espècie obté els majors valors d'abundància en freqüències de 4 i 5 focs, i els menors en freqüències d'1 i 2 focs (Taula 3). Una tendència semblant a les *Herbàcies* segueix el grup de les *Gramínies*, augmentant la seva abundància significativament ($p < 0.001$) 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 5c). *Brachypodium retusum* domina en totes les parcel·les amb valors entre 50-60% d'abundància, però no s'han trobat diferències significatives, per a $p < 0.05$, entre les diferents freqüències tot i mostrar una tendència a l'augment a major número de focs (Figura 5d). *Cistus* disminueix significativament l'abundància ($p < 0.001$) 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* (Taula 3). *Cistus*, acaba desapareixent en freqüències de 4 i 5 focs (Figura 5e).

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 (Taula 2). 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 (Taula 2).

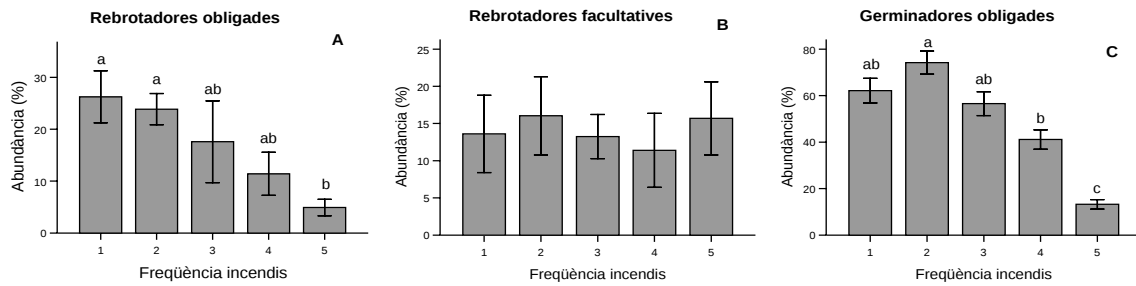


Figura 4. Valors mitjans (+E.E) de l'abundància pels tres grups d'espècies segons la seva estratègia regenerativa. (A) Rebotadores obligades, (B) Rebotadores facultatives, (C) Germinadores obligades. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ($\alpha < 0.05$). Font: elaboració pròpia.

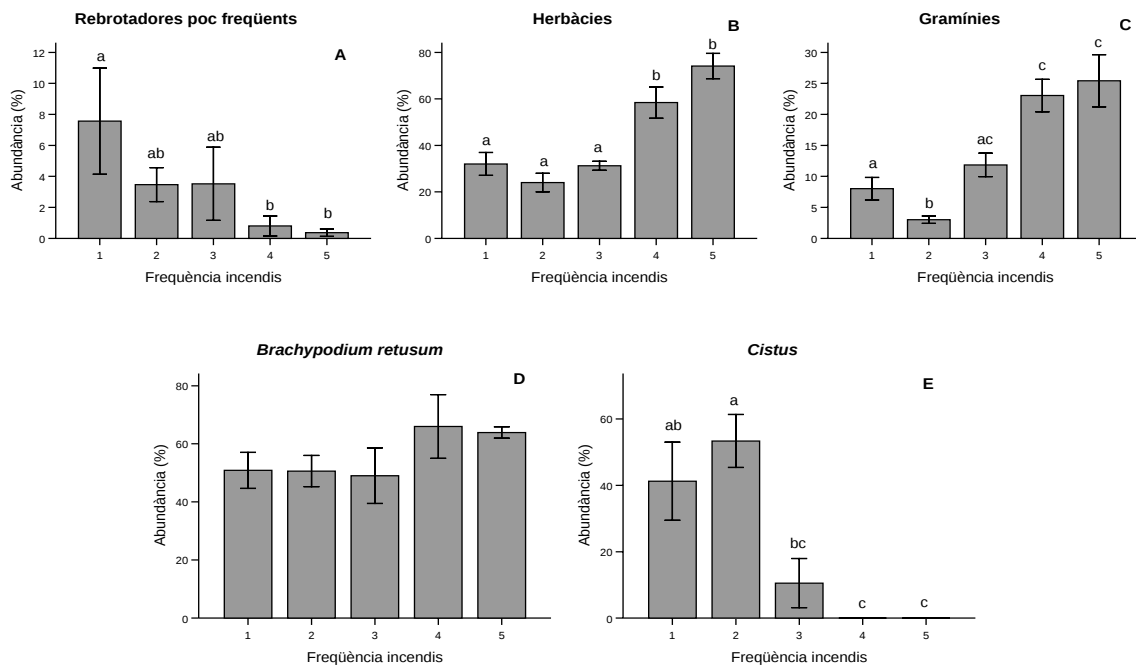


Figura 5. Valors mitjans (+E.E) de l'abundància dels grups d'espècies: (A) rebotadores poc freqüents, (B) Herbàcies, (C) Gramínies, (D) *Brachypodium retusum*, (E) *Cistus*. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ($\alpha < 0.05$). Font: elaboració pròpia.

Taula 2. Valors F i la seva significació (P) corresponents als tests ANOVA pel factor freqüència d'incendis de les espècies principals i grups d'espècies. Valors χ^2 i la seva significació (P) corresponents als tests Kurskell Wallis ANOVA per a les variables no normals. Abreviacions i símbols: n.s., no significatiu; *, P<0.05; **, P<0.01; ***, P<0.001; G.Obl., Germinadores obligades; R.Obl., Rebrotadores obligades; R-G, Rebrotadores facultatives. Font: elaboració pròpia.

Espècies	ANOVA		K.W. ANOVA	
	F	P	χ^2	P
<i>Asparagus acutifolius</i>	0,66	n.s.		
<i>Brachypodium retusum</i>	1,23	n.s.		
<i>Calicotome spinosa</i>	0,28	n.s.		
<i>Cistus albidus</i>			16,65	**
<i>Cistus monspeliensis</i>			15,78	**
<i>Cistus salviifolius</i>			3,05	n.s.
<i>Daphne gnidium</i>	0,85	n.s.		
<i>Erica arborea</i>	2,85	*		
<i>Foeniculum vulgare</i>	10,47	***		
<i>Helichrysum stoechas</i>	0,15	n.s.		
<i>Lavandula stoechas</i>	3,66	*		
<i>Rhamnus alaternus</i>	0,25	n.s.		
<i>Ruta chalepensis</i>	8,08	***		
<i>Sòl nu</i>	1,34	n.s.		
Grups d'espècies				
G.Obl.	21,95	***		
R.Obl.	4,10	*		
R-G	0,16	n.s.		
<i>Cistus</i>	14,76	***		
Gramínies	19,33	***		
Herbàcies	17,20	***		
R. poc freqüents	3,93	*		

Taula 3. Resultats de les comparacions *Post Hoc* per a *Foeniculum vulgare*, *Lavandula stoechas*, *Ruta chalepensis* i *Erica arborea*. S'indica la significació (P) pels parells de freqüències que mostren diferències significatives i els subconjunts homogenis pel factor freqüència d'incendis. Abreviacions i símbols: n.s., no significatiu; *, P<0.05; **, P<0.01; ***, P<0.001; F, freqüència. Font: elaboració pròpia.

Espècies	Post Hoc		
	Freqüències	P	Subconjunts
<i>Foeniculum vulgare</i>	1-4	**	F(1,2,3)
	1-5	**	F(3,4,5)
	2-4	***	
	2-5	***	
<i>Lavandula stoechas</i>	3-5	*	F(1,2,4,5) F(1,2,3,4)
<i>Ruta chalepensis</i>	1-4	***	F(1,2,3,5)
	2-4	***	F(4)
	4-5	*	
<i>Erica arborea</i>	1-5	*	F(1,2,3,4)
	2-5	*	F(3,4,5)

L'evolució de la relació Germinadors / No Germinadors no mostren diferències significatives ($p < 0.05$) entre les diferents freqüències d'incendi, tot i mostrar un ascens a major número de focs (Figura 6a). En canvi, la relació Rebrotadors / No rebrotadors augmenta significativament ($p < 0.01$) en parcel·les cremades 5 vegades (Figura 6b).

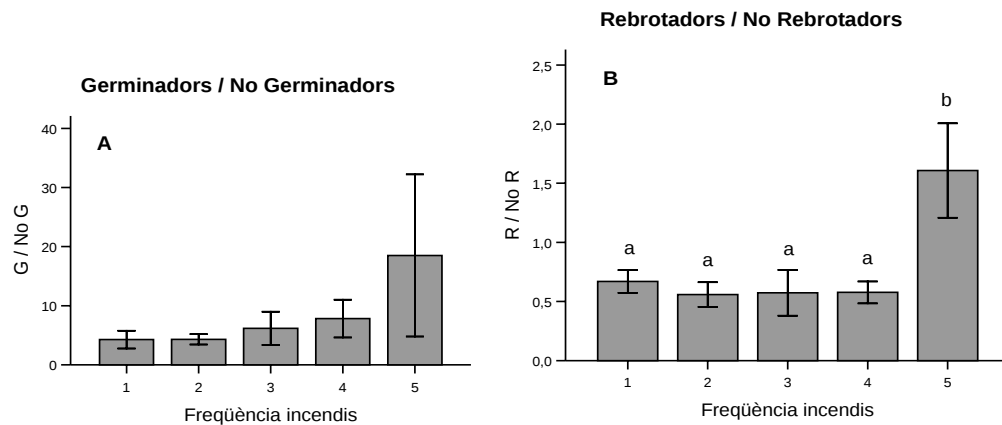


Figura 6. Evolució al llarg de les diferents freqüències de foc de les relacions (A) G/No G i (B) R/NoR. S'indiquen els valors mitjans (+E.E) de les relacions en cada freqüència d'incendis. Les diferents lletres indiquen diferències significatives entre les diferents freqüències d'incendis d'acord amb la comparació *post hoc* realitzada amb el test de Tukey ($p < 0.05$). Font: elaboració pròpia.

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 7 es representen els dos primers components i la distribució de les espècies respecte els dos components i la freqüència d'incendis. Les variables venen representades per fletxes. La longitud de les fletxes corresponents a les espècies correspon a la seva probabilitat d'ocurrència (o abundància). La longitud de la fletxa que representa la freqüència d'incendis correspon a la variabilitat explicada per aquesta variable. Com més petit és l'angle format entre una variable i un dels eixos o l'angle format entre variables més forta és la seva correlació. Aquesta correlació és positiva si van en direccions semblants i negativa en cas contrari. No hi ha correlació quan les direccions són perpendiculars. 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 8 es representen

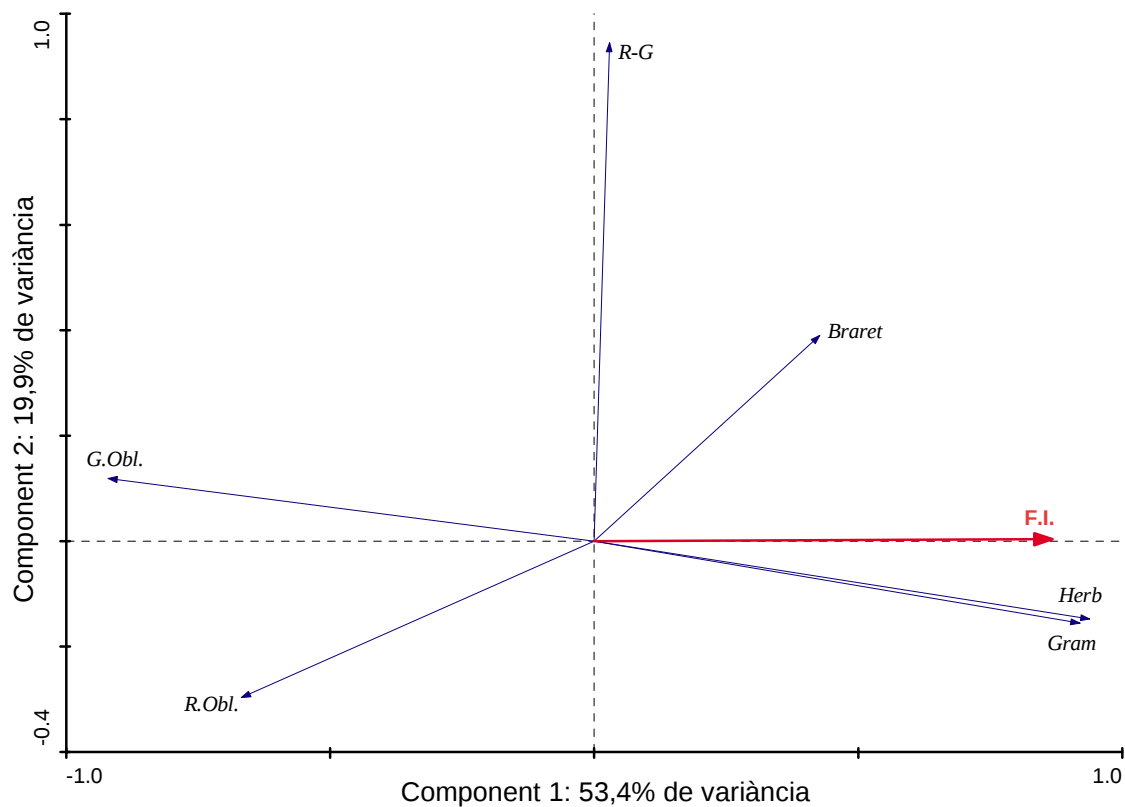


Figura 8. Representació dels dos primers components obtinguts en la PCA en l'aproximació a nivell de grups d'espècies no solapats. La fletxa vermella representa la variable ambiental "freqüència d'incendis" i la resta de fletxes corresponen a les espècies i grups d'espècies. Font: elaboració pròpia.

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 9a es representen els 2 primers components amb la distribució de les espècies respecte el primer component determinat per la freqüència de foc. Els criteris d'interpretació són els mateixos que els utilitzats en l'anàlisi de components principals. 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*, *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 9b. *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*.

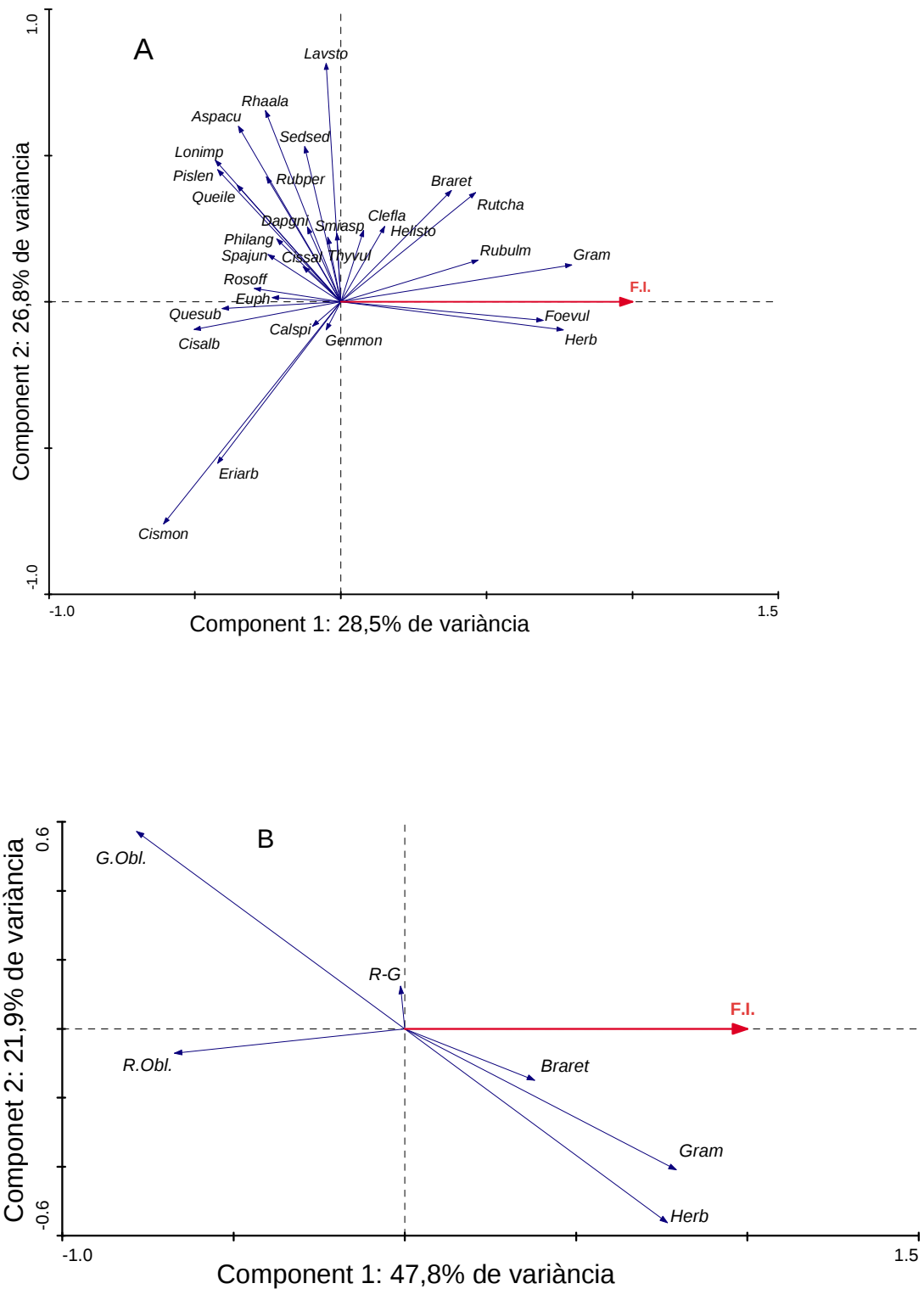


Figura 9. Representació dels dos primers components obtinguts en la RDA (A) sèrie a nivell d'espècie, (B) sèrie a nivell de grups d'espècies no solapats. La fletxa vermella representa la variable ambiental "freqüència d'incendis" i la resta de fletxes corresponen als grups d'espècies. Font: elaboració pròpia.

Hi ha una relació curvilínia entre les germinadores obligades i les rebrotadores obligades ($R^2=0.44$, $F=8.40$, $p<0.01$). Tot i això, a partir d'un cert llindar d'abundància (10% rebrotadores obligades i 60% germinadores obligades) sembla que no hi ha relació (Figura 10a). L'abundància de les *Herbàcies* està relacionada negativament amb l'abundància de les rebrotadores obligades ($R^2=0.32$, $F=10.26$, $p<0.01$); és a dir, l'abundància de les rebrotadores obligades disminueix quan augmenta la de les *Herbàcies* (Figura 10b). La mateixa tendència s'observa entre les rebrotadores obligades i les *Gramínies* ($R^2=0.22$, $F=5.91$, $p<0.05$), les rebrotadores disminueixen a l'augmentar les *Gramínies* (Figura 10c). També s'observa una relació negativa entre les germinadores obligades i les *Herbàcies* ($R^2=0.73$, $F=61$, $p<0.001$) i entre les Germinadores obligades i les *Gramínies* ($R^2=0.68$, $F=45.89$, $p<0.001$). L'abundància de les germinadores disminueix quan les *Herbàcies* augmenten (Figura 10d) i quan les *Gramínies* augmenten (Figura 10e). Finalment, hi ha una relació positiva entre l'abundància de les *Herbàcies* i la de les *Gramínies* ($R^2=0.62$, $F=36.20$, $p<0.001$), els dos grups tendeixen a augmentar l'abundància conjuntament (Figura 10f).

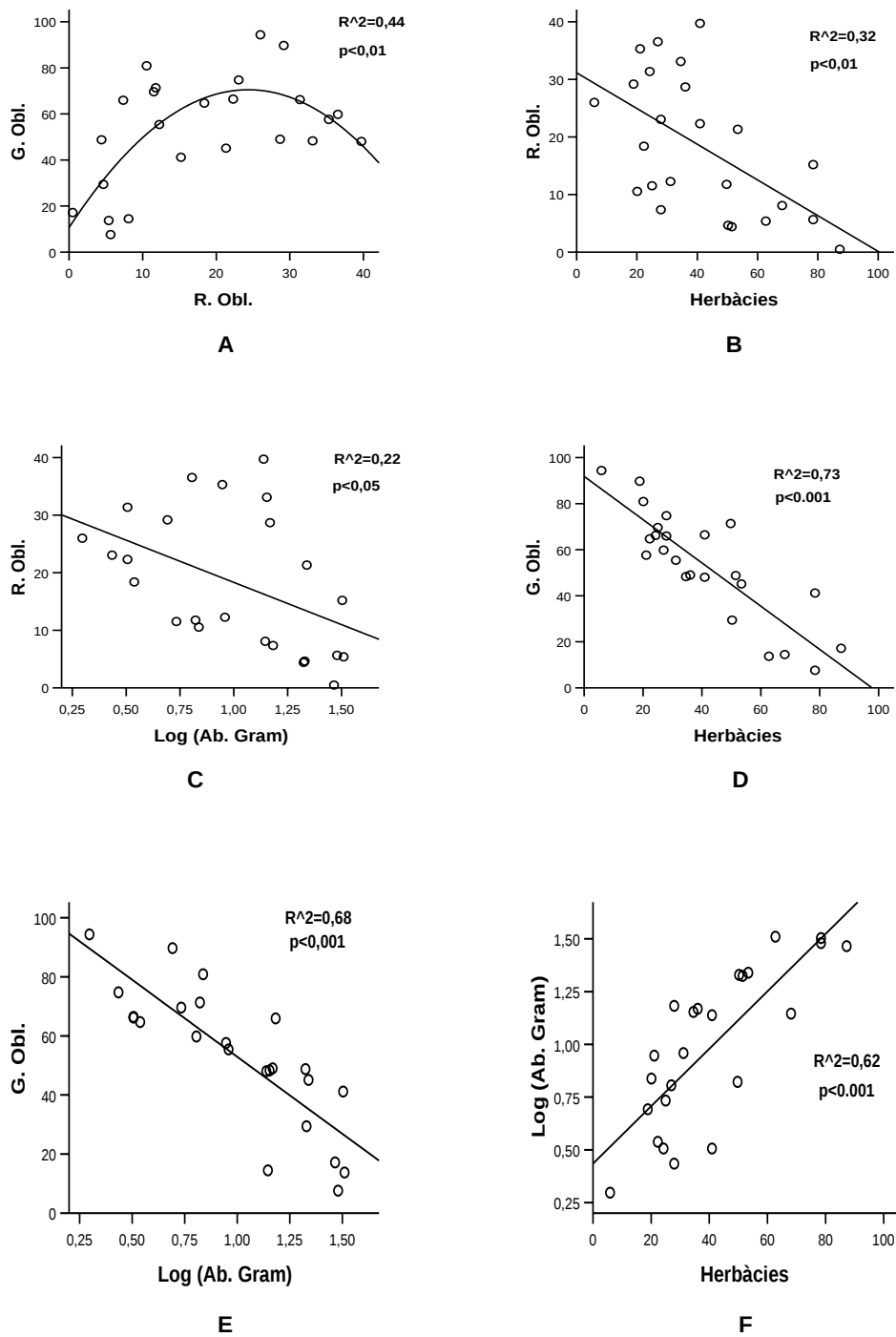


Figura 10. Relació quadràtica (A) entre germinadores obligades i rebrotadores obligades. Relació lineal entre (B) rebrotadores obligades i *Herbàcies*, (C) rebrotadores obligades i *Gramínies*, (D) germinadores obligades i *Herbàcies*, (E) germinadores obligades i *Gramínies* i (F) *Gramínies* i *Herbàcies*. S'indiquen els valors de R^2 i la significació (P). Font: elaboració pròpia.

6. DISCUSSIÓ

Sis anys després de l'últim incendi, la resposta de les diferents espècies i grups de plantes davant la repetida presència de foc ha estat determinant en la transformació de les comunitats vegetals. La capacitat de rebrotada i germinació de les espècies té un paper clau en la dinàmica postincendi de la vegetació en ecosistemes propicis al foc (Noble & Slatyer 1980), tot i que una elevada freqüència d'incendis pot comprometre la viabilitat d'aquestes estratègies regeneratives. Aquest fet, demostrat en l'estudi present, permet una colonització per part d'espècies en situacions de menor competència pels recursos i l'espai que es dona després del foc, i la conseqüent formació de noves comunitats vegetals. Així, a la península del cap de Creus, s'estaria produint una progressiva transformació del paisatge vegetal deguda a la presència cada cop més recurrent del foc.

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-Sória 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-Sória & 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 ocupar l'espai mitjançant rebrots 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.

Un segon grup d'espècies representatives de les rebrotadores obligades són *Asparagus acutifolius*, *Rhamnus alaternus* i *Daphne gnidium*. Tot i no mostrar diferències significatives amb la freqüència de foc, s'observa una disminució de l'abundància d'aquestes tres espècies en freqüències elevades. Franquesa (1995) descriu una notable rebrotada de les dos primeres espècies després d'un incendi, i una menor resposta de *Daphne gnidium* després d'un segon incendi 3 anys després del primer. Aquests resultats suggereixen una dinàmica per aquestes tres espècies semblant a la d'*Erica arborea*, veient afectada la seva regeneració amb la freqüència d'incendis. Tot i això, la seva baixa presència a l'àrea d'estudi i els fenòmens de competència han pogut determinar la distribució observada per aquestes espècies. *Erica arborea*, amb més capacitat regenerativa i molt més abundant, pot significar l'element competitiu amb més avantatge a l'hora de colonitzar l'espai. A més, en freqüències baixes d'incendis, espècies amb altres estratègies regeneratives més eficaces, poden haver influenciat en la distribució de l'esperguera, l'aladern i el matapoll. El grup d'espècies rebrotadores poc freqüents segueix lògicament el mateix patró explicat per al grup de rebrotadores obligades. La distribució individual de les espècies d'aquest grup pot ser deguda a diferents factors: l'efecte de focs repetits, competència i baixa presència a l'àrea d'estudi.

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 necessàriament una dependència 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 salviifolius*) 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.

Lavandula stoechas comparteix protagonisme amb les estepes a freqüències baixes de foc, tot i trobar-se en menor proporció, sent la segona espècie de les germinadores obligades més dominant. 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. Per últim, la poca presència de *Rosmarinus officinalis* a l'àrea d'estudi, pot ser deguda a una major preferència d'aquesta espècie pels substrats calcaris, gens abundants a la península del cap de Creus (Franquesa 1995).

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 ulmifolius* 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 postincendi 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* conjuntament amb 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 de la seva 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. 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, 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 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.

Durant les últimes dècades hi ha hagut un important increment del número d'incendis a la península del cap de Creus. Aquest augment s'ha produït per canvis socioeconòmics que han portat a l'abandonament de l'agricultura, motor econòmic de la regió fins la primera meitat del segle XX. Així, vinyes i olivars van ser abandonats permetent el desenvolupament de la vegetació que, junt amb el creixement de la població, el turisme i altres activitats econòmiques han resultat ser la causa de l'augment d'incendis recurrents. Sumat aquests factors, les característiques físiques i climàtiques de la península del cap de Creus i una possible influència del canvi climàtic també han contribuït al desenvolupament d'incendis forestals. La vegetació mediterrània té mecanismes per persistir després d'una pertorbació, però règims de foc freqüents poden no permetre una regeneració adequada de les espècies vegetals produint canvis en l'estructura de les comunitats vegetals dominants i disminuint la qualitat del paisatge. Així, els incendis forestals produeixen un impacte a escala territorial, de manera que per a les prediccions futures, s'ha de treballar tenint en compte els patrons espacials i temporals del foc i la seva afectació a nivell geogràfic.

7. CONCLUSIONS

El present estudi aporta evidències que suporten el model clàssic de resiliència de la vegetació en ecosistemes mediterranis, on la pròpia comunitat recupera, després d'un incendi, l'estructura i composició present abans del foc. Tot i això, aquest model no es compleix a altes freqüències d'incendi com les que és donen a la península del cap de Creus (fins a cinc focs en un període de 31 anys), resultant en una transformació de les comunitats vegetals.

Les espècies arbustives, dominants en brolles i màquies amb baixa freqüència d'incendis, perden capacitat de resposta a major freqüència de focs. Les espècies rebrotadores obligades mostren una progressiva pèrdua de vigor regeneratiu, presumiblement per la pèrdua de nutrients en la planta i al sòl atribuïble als reiterats incendis. Pel mateix motiu, els bancs de llavors de les espècies germinadores obligades es van esgotant fins al punt de no permetre completar el cicle de vida dels adults i, per tant el rebliment de les reserves de llavors. Aquest fet, té el seu efecte extrem sobre les espècies del gènere *Cistus*, que acaben desapareixent a freqüències de 4 incendis. De fet, s'estableix una dinàmica de substitució que segueix la seqüència, *Cistus* - *Lavandula stoechas* - *Ruta chalepensis*, de menor a major freqüència de focs.

Les espècies rebrotadores facultatives es mantenen indiferents a la freqüència d'incendis, fet que els permet ser les dominadores dels estrats arbustius a altes freqüències de foc.

Brachypodium retusum mostra una gran capacitat de regeneració i colonització postincendi, sent l'espècie dominant en qualsevol àrea i tendint a augmentar a major número de focs. Espècies d'herbàcies i d'altres gramínies augmenten la seva presència en situacions de menor competència promogudes pels recurrents incendis, passant a ser dominants junt amb *Brachypodium retusum*. Així, es donen els elements necessaris per que s'estableixi un mecanisme de retroalimentació positiva entre aquestes espècies herbàcies i el foc, provocant

a les comunitats vegetals canvis estructurals, de composició i funció permanents.

8. REFERÈNCIES

- Arnan, X. (2006) Dinàmica postincendi i interaccions entre plantes i formigues mediterrànies. Tesi doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Bolòs, O. de & Vigo, J. (1984) Flora dels Països Catalans I. Barcino, 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 *Brachypodium retusum*. *Plant Ecology*, **173**, 225-232.
- Díaz-delgado, R. & Pons, X. (2001) Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE Spain) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*, **147**, 67-74.
- Díaz-Delgado R.; Lloret, F. & Pons, X. (2004) Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia (NE Spain). *Landscape Ecology*, **19**, 731-745.
- 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. (2006) Effects of repeated burning on Mediterranean communities of the northeastern Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation*

- Science*, **17**, 755-764.
- 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.
- Fox, M.D. & Fox B.J. (1987) The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of eastern Australia. *The role of fire in ecological systems* (ed. Trabaud, L), pp 23-48. SPB Academic Publishing, The Hague.
- 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.
- Lamont, B.B; Le Maitre, D.C.; Cowling, R.M. & Enright, N.J. (1991) Canopy seed storage in woody plants. *Botanical Reviews*, **57**, 277-317.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press.
- 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.; Verdú, M.; Flores-Hernández, N. & Valiente-Banuet, A. (1999) Fire and reprotting in Mediterranean ecosystems: insights from an external biogeographical region, the mexical shrubland. *American Journal of Botany*, **86**(12), 1655-1661.
- 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. (2004) Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (ed. Valladares, F.), pp 101-126. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A. Madrid.
- 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.
- López Soria, L. & Castell, C. (1992) Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia*, **91**, 493-499.
- Malanson, G.P. (1987) Diversity, stability and resilience: Effects of fire regime. *The role of fire in ecological systems* (ed. Trabaud, L.), pp 49-63. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Margalef, R. (1974) Sucesión. *Ecología*, pp 737-787. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- Masalles, R.M. & Vigo, J. (1987) La successió a les terres mediterrànies: sèries de vegetació. *Quaderns d'Ecologia aplicada. Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions*. Diputació de Barcelona.
- McGarigal, K.; Cushman, S. & Stafford, S. (2000) *Multivariate statistics for wildfire and Ecology Research*. Springer-Verlag New York, Inc.
- 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 atributte 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. (1988) Respuesta al fuego d las principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona). *Orsis*, **3**, 87-103.
- 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. ; Carbó, E. ; Caturla R.N. ; Gil J.M. & Vallejo R. (1999) Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*, **20** (5), 499-508.
- Pausas, J.G. ; Ouadah, N.; Ferran, A.; Gimeno, T. & Vallejo, R. (2003) Fire severity and seelding establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, **169**, 205-213.
- 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.
- 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.; 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. (2006) Simulating mediterranean landscape pattern and vegetation dynamics under different fire regimes. *Plant Ecology*, **187**, 249-259.
- 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.
- Pla, J. (1985) Cadaqués. Edicions Destino S.A. Barcelona.
- Sabaté, S. & Gracia C. (1996) Els ecosistemes mediterranis i la seva susceptibilitat al foc. *Ecologia del foc* (ed. Terrades, J.), pp 46-50. Edicions Proa S.A. Barcelona.
- Salvador, R.; Valeriano, J.; Pons, X. & Díaz-Delgado, R. (2000) A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, **21**, 655- 671.
- Sousa, W.P. (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **15**, 353-391.
- Terrades, J. (1996) Introducció als ecosistemes mediterranis: clima i condicions de vida. *Ecologia del foc* (ed. Terrades, J.), pp 21-40. Edicions Proa S.A. Barcelona.
- 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. (1987) Fire and survival traits of plants. *The role of fire in ecological systems* (ed. Trabaud, L.) pp 65-89. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Trabaud, L. & Papió, C. (1987) Mecanismes de regeneració. *Quaderns d'Ecologia aplicada. Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions*. Diputació de Barcelona.
- 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.
- Valbuena, L & Trabaud, L (2001) Cotribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland. *Plant Ecology*, **152**, 175-183.
- Vilà M.; Lloret F.; Ogheri E. & Terradas J. (2001) Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and management*, **147**, 3-14.

Whelan, R.J. (1995) *The ecology of fire*. Cambridge University Press, New York.

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.

9. Annexes

Annex 1. Valors mitjans ($\pm$ D.T.) de les espècies de plantes i grups de plantes per a cada freqüència d'incendis (F). S'indica l'estratègia regenerativa postincendi de cada espècie (E.R), la família de la que formen part i el codi utilitzat en els gràfics dels anàlisis multivariants. Abreviatures: R, rebrotadora; G, germinadora; R-G, rebrotadora facultativa. Font: elaboració pròpia.

Espècies	E.R	Família	Codi	Abundància %					
				F1	F2	F3	F4	F5	TOTAL
<i>Asparagus acutifolius</i>	R	Liliàcies	<i>Aspacu</i>	4,9 ± 3,3	3,6 ± 2,9	4,0 ± 3,0	3,6 ± 2,9	1,3 ± 1,5	3,6 ± 2,8
<i>Brachypodium retusum</i>	R	Poàcies	<i>Braret</i>	50,8 ± 15,1	50,6 ± 14,1	49,0 ± 16,6	66,0 ± 22,0	63,9 ± 3,9	55,2 ± 15,5
<i>Calicotome spinosa</i>	R-G	Papilionàcies	<i>Calspi</i>	12,1 ± 11,9	14,3 ± 12,4	10,6 ± 4,4	7,7 ± 8,6	12,5 ± 6,0	11,9 ± 9,6
<i>Cistus albidus</i>	G	Cistàcies	<i>Cisalb</i>	9,4 ± 12,0	21,8 ± 10,2	2,3 ± 4,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	9,0 ± 12,0
<i>Cistus monspeliensis</i>	G	Cistàcies	<i>Cismon</i>	30,4 ± 28,1	25,8 ± 18,4	2,4 ± 4,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	15,4 ± 17,2
<i>Cistus salviifolius</i>	G	Cistàcies	<i>Cissal</i>	1,3 ± 2,3	5,7 ± 15,0	5,9 ± 10,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	2,7 ± 8,7
<i>Clematis flammula</i>	R	Ranunculàcies	<i>Clefla</i>	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,6	0,2 ± 0,4	0,2 ± 0,5	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,4
<i>Daphne gnidium</i>	R	Timelàcies	<i>Dapgni</i>	2,2 ± 1,5	2,0 ± 1,9	4,7 ± 5,8	1,7 ± 3,4	1,0 ± 1,4	2,2 ± 2,7
<i>Erica arborea</i>	R	Eriacàcies	<i>Eriarb</i>	8,1 ± 8,3	12,7 ± 8,6	3,5 ± 3,4	3,7 ± 5,7	1,6 ± 1,9	7,0 ± 7,7
<i>Euphorbia sp.pl.</i>	G	Euforbiàcies	<i>Euph</i>	1,1 ± 2,8	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,06 ± 0,1	0,3 ± 1,4
<i>Foeniculum vulgare</i>	G	Umbel·líferes	<i>Foevul</i>	0,6 ± 0,8	0,2 ± 0,5	1,4 ± 0,6	3,0 ± 0,9	3,2 ± 1,6	1,4 ± 1,5
<i>Genista monspessulana</i>	R	Papilionàcies	<i>Genmon</i>	0,1 ± 0,1	0,7 ± 1,0	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,8	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,7
<i>Helichrysum stoechas</i>	R-G	Asteràcies	<i>Helsto</i>	1,2 ± 1,7	1,5 ± 2,0	0,6 ± 0,1	2,6 ± 4,4	1,9 ± 2,5	1,6 ± 2,3
<i>Lavandula stoechas</i>	G	Lamiàcies	<i>Lavsto</i>	19,2 ± 17,5	19,2 ± 12,0	42,8 ± 9,8	27,0 ± 4,7	9,9 ± 3,6	21,9 ± 14,4
<i>Lonicera implexa</i>	R	Caprifoliàcies	<i>Lonimp</i>	2,0 ± 2,3	0,9 ± 1,9	1,1 ± 1,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,9 ± 1,7
<i>Phyllirea angustifolia</i>	R	Oleàcies	<i>Phyang</i>	0,6 ± 1,1	0,5 ± 0,8	0,6 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,5	0,4 ± 0,7
<i>Pistacia lentiscus</i>	R	Anacardiàcies	<i>Pislen</i>	0,7 ± 1,0	0,6 ± 0,8	0,2 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,7
<i>Quercus ilex</i>	R	Fagàcies	<i>Queile</i>	0,5 ± 0,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,4
<i>Quercus suber</i>	R	Fagàcies	<i>Quesub</i>	1,6 ± 2,1	0,3 ± 0,7	0,5 ± 0,8	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,6 ± 1,7
<i>Rhamnus alaternus</i>	R	Ramnàcies	<i>Rhaala</i>	3,4 ± 6,6	2,2 ± 2,7	1,8 ± 2,1	1,5 ± 1,1	0,5 ± 0,7	2,0 ± 3,6
<i>Rosmarinus officinalis</i>	G	Lamiàcies	<i>Rosoff</i>	0,2 ± 0,6	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,3
<i>Rubia peregrina</i>	R-G	Rubiàcies	<i>Rubper</i>	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,2
<i>Rubus ulmifolius</i>	R-G	Rosàcies	<i>Rubulm</i>	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	1,9 ± 1,1	1,0 ± 1,2	1,2 ± 1,5	0,6 ± 1,0
<i>Ruta chalepensis</i>	G	Rutàcies	<i>Rutcha</i>	1,5 ± 2,8	1,5 ± 2,6	3,2 ± 2,5	14,1 ± 4,6	3,3 ± 2,3	4,1 ± 5,4
<i>Sedum sediforme</i>	G	Crassulàcies	<i>Sedsed</i>	0,9 ± 2,2	0,2 ± 0,4	0,2 ± 0,3	0,6 ± 0,7	0,2 ± 0,2	0,4 ± 1,1
<i>Smilax aspera</i>	R	Liliàcies	<i>Smiasp</i>	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,5	0,7 ± 1,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,5
<i>Spartium junceum</i>	R	Papilionàcies	<i>Spajun</i>	2,1 ± 5,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,5 ± 2,6
<i>Thymus vulgaris</i>	R-G	Lamiàcies	<i>Thyvul</i>	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,9	0,8 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,02 ± 0,07
<i>Sòl nu</i>				3,1 ± 3,0	3,9 ± 2,4	6,0 ± 1,7	2,0 ± 1,4	4,2 ± 2,4	3,7 ± 2,5
Grups d'espècies				Abundància %					
				F1	F2	F3	F4	F5	TOTAL
<i>Herbàcies</i>			<i>Herb</i>	32,0 ± 12,1	24,0 ± 10,5	31,2 ± 3,3	58,4 ± 13,4	74,1 ± 10,9	41,0 ± 21,6
<i>Gramínies</i>			<i>Gram</i>	8,0 ± 4,4	3,0 ± 1,6	11,8 ± 3,3	23,0 ± 5,2	25,4 ± 8,4	12,4 ± 10,0
<i>Cistus</i>			<i>Cistus</i>	41,2 ± 28,8	53,3 ± 21,1	10,5 ± 12,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	27,2 ± 29,4
<i>R poc freqüents</i>			<i>R pf</i>	7,6 ± 8,4	3,5 ± 2,9	3,5 ± 4,1	0,8 ± 1,3	0,4 ± 0,5	3,5 ± 5,1
Germinadores obligades			<i>G.Obl.</i>	62,2 ± 12,9	74,2 ± 13,1	56,5 ± 8,9	41,1 ± 8,4	13,24 ± 4,0	53,3 ± 23,6
Rebrotadores obligades			<i>R.Obl.</i>	26,2 ± 12,3	23,8 ± 7,9	17,6 ± 13,7	11,4 ± 8,3	4,9 ± 3,2	18,4 ± 11,9
Rebrotadores facultatives			<i>R-G</i>	13,6 ± 12,7	16,0 ± 13,9	13,2 ± 5,1	11,4 ± 9,9	15,7 ± 9,8	14,2 ± 10,8

Annex 2. Nom científic i nom popular de les espècies vegetals identificades.

<i>Nom científic</i>	<i>Nom popular</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	Esparreguera
<i>Brachypodium retusum</i>	Llistó
<i>Calicotome spinosa</i>	Argelaga negra
<i>Cistus albidus</i>	Estepa blanca
<i>Cistus monspeliensis</i>	Estepa negra
<i>Cistus salviifolius</i>	Estepa borrera
<i>Clematis flammula</i>	Vidiella
<i>Daphne gnidium</i>	Matapoll
<i>Erica arborea</i>	Bruc boal
<i>Euphorbia sp.pl.</i>	Lleteresa
<i>Foeniculum vulgare</i>	Fonoll
<i>Genista monspessulana</i>	Ginesta de Montpeller
<i>Helichrysum stoechas</i>	Sempreviva borda
<i>Lavandula stoechas</i>	Tomaní
<i>Lonicera implexa</i>	Lligabosc mediterrani
<i>Phillyrea angustifolia</i>	Aladern de fulla estreta
<i>Pistacia lentiscus</i>	Llentiscle
<i>Quercus ilex</i>	Alzina
<i>Quercus suber</i>	Surera
<i>Rhamnus alaternus</i>	Aladern
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romaní
<i>Rubia peregrina</i>	Rogeta
<i>Rubus ulmifolius</i>	Esbarzer
<i>Ruta chalepensis</i>	Ruda
<i>Sedum sediforme</i>	Crespinell
<i>Smilax aspera</i>	Arítjol
<i>Spartium junceum</i>	Ginesta
<i>Thymus vulgaris</i>	Farigola